

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE  
Přírodovědecká fakulta

---

Studijní program: Chemie  
Studijní obor: Chemie životního prostředí  
Katedra fyzikální a makromolekulární chemie



Pavla Haismanová

Antropogenní znečištění Labských sedimentů  
Anthropogenic pollution of the Elbe River sediments

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Dagmar Chalupová, Ph.D.

Praha 2015

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Jsem si vědoma toho, že případné využití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.

V Praze dne

## **Poděkování**

Děkuji školitelce RNDr. Dagmar Chalupové, Ph.D. za věnovaný čas a za cenné rady při zpracování bakalářské práce. Dále děkuji RNDr. Miroslavu Šobrovi, Ph.D. za pomoc při terénním měření. Díky patří také pracovníkům laboratoří Geologických ústavů na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy, zejména RNDr. Ondřeji Šebekovi, Ph.D. a jeho kolegům. Dále bych chtěla poděkovat panu RNDr. Zbyňku Engelovi, Ph.D. za pomoc při provedení zrnitostních analýz.

Zásadní dík patří také mé rodině za významnou podporu v průběhu celého studia, a též mým přátelům, kteří mi byli na blízku.

## Abstrakt

Práce je zaměřená na znečištění sedimentů fluválních jezer Labe. Výzkum byl prováděn v jezeře Kluk u Poděbrad, které bylo uměle odděleno od toku řeky a nyní je v komunikaci s Labem pouze omezeně. Práce byla zaměřena na chemické složení starých sedimentů ve vertikálním profilu dokumentující staré antropogenní znečištění nivy Labe. Jednotlivé vrstvy sedimentu byly analyzovány odděleně, kromě zrnitostní analýzy bylo provedeno stanovení koncentrací těžkých kovů a arsenu (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb a Zn). Sediment odebraný v blízkosti řeky obsahoval vyšší koncentrace prvků ve srovnání se vzdálenějším odběrovým místem, což poukazuje na rozdílnou distribuci prvků a rozdílnou sedimentační rychlost v rámci jezera. Z hlediska zhodnocení sedimentu podle geoakumulačního indexu byl sediment velmi silně kontaminovaný stříbrem, střední až silnou kontaminaci vykazovaly arsen, kadmium, rtuť, olovo a zinek, koncentrace kobaltu, chromu, mědi, manganu a niklu odpovídaly nekontaminovanému až středně kontaminovanému sedimentu. Podle metodiky MKOL překročily koncentrace horní prahovou hodnotu v případě stříbra, rtuti, niklu a olova. Dolní prahová hodnota byla překročena v případě chromu, mědi a zinku.

**Klíčová slova:** Labe, sediment, těžké kovy, arsen, znečištění

## Abstract

The thesis focuses on contamination of sediments in fluvial lakes of the Elbe river. The research was conducted in Kluk Lake near Poděbrady which has been artificially isolated from the river and its connection to the Elbe is now limited. The thesis concentrates on chemical composition of old sediments in vertical profile which documents an old anthropogenic pollution of Elbe's floodplain. The individual layers of sediment were analyzed separately. Besides grain size, the research also determined concentration of heavy metals and arsenic (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb and Zn). The sediment samples taken near the river contained higher content of elements compared to the more distant sampling site. This finding points out to the various distribution of elements and different settling velocity in the lake. Application of the geoaccumulation index showed that the sediments were very strongly polluted by silver and moderately to strongly polluted by arsenic, cadmium, mercury, lead and zinc. Last, the sediments were unpolluted to moderately polluted by cobalt, chromium, copper, manganese and nickel. According to the methodology of the International Commission for the Protection of the Elbe River (MKOL), the concentrations of silver, mercury, nickel and lead exceeded the upper limit value. Finally, the chromium, copper and zinc exceeded the lower limit value.

**Key words:** Elbe, sediments, heavy metals, arsenic, pollution

# Obsah

1	Úvod.....	8
2	Historický a aktuální stav výzkumu .....	8
3	Kontaminace fluviálních sedimentů kovy a arsenem.....	11
3.1	Znečištění.....	12
3.1.1	Znečištění na Kolínsku.....	14
3.2	Výskyt a vlastnosti kovů a arzenu .....	17
3.2.1	Stříbro.....	18
3.2.2	Arsen .....	18
3.2.3	Kadmium.....	18
3.2.4	Kobalt .....	19
3.2.5	Chrom.....	19
3.2.6	Měď' .....	19
3.2.7	Rtuť' .....	19
3.2.8	Mangan.....	20
3.2.9	Nikl.....	20
3.2.10	Olovo.....	20
3.2.11	Zinek.....	20
4	Oblast výzkumu.....	21
4.1	Řeka Labe .....	21
4.2	Jezera .....	22
4.2.1	Fluviální jezera .....	23
4.2.1.1	Říční ramena .....	24
4.3	Lokalita.....	25
5	Metodika.....	30
5.1	Odběr .....	30
5.2	Zpracování .....	31

5.2.1	Chemický rozbor kovů a arsenu .....	31
5.2.1.1	Princip metody měření Hg .....	32
5.2.1.2	Princip metody ICP-OES .....	32
5.2.2	Zrnitostní analýza .....	32
6	Výsledky.....	33
6.1	Výsledky zrnitostní analýzy .....	33
6.2	Výsledky chemické analýzy .....	35
6.3	Zhodnocení kontaminace sedimentů .....	36
6.3.1	Hodnocení podle geoakumulačního indexu .....	37
6.3.2	Hodnocení podle MKOL.....	38
7	Diskuze.....	38
8	Závěr.....	41
9	Literatura .....	42
9.1	Seznam obrázků.....	46
9.2	Seznam tabulek.....	47
10	Přílohy	
10.1	Fotografie zkoumaného jezera	
10.2	Grafy zrnitostní analýzy	
10.3	Grafy obsahu kovů a arsenu	

### **Seznam použitých zkratk a symbolů**

BSK <sub>5</sub>	Biologická spotřeba kyslíku pětidenní
ČOV	Čistička odpadních vod
DPH	Dolní prahová hodnota
HPH	Horní prahová hodnota
CHSK <sub>Cr</sub>	Chemická spotřeba kyslíku dichromanem
ICP-OES	Emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem
I <sub>geo</sub>	Geoakumulační index
MKOL	Mezinárodní komise pro ochranu Labe
N <sub>anorg.</sub>	Anorganický dusík
NL	Nerozpuštěné látky
N-NH <sub>4</sub>	Amoniakální dusík
P <sub>celk</sub>	Celkový fosfor
RAS	Rozpuštěné anorganické soli

# 1 Úvod

V rámci říční nivy tvoří stará ramena velmi důležité ekosystémy. Jsou velmi ekologicky významné z důvodu výskytu vzácných a chráněných druhů živočichů a rostlin. Dále jsou velmi důležité z historického hlediska. Ze starých sedimentů lze na příklad zjistit případný zdroj kontaminace nebo hydrologický režim řeky. Fluviální jezera hrají též významnou roli v přirozené protipovodňové ochraně, mohou fungovat jako poldry.

Říční niva středního Labe byla hojně využívána již od středověku. Největší změny však probíhaly ve 20. Století, kdy byly Labe a jeho přítoky regulovány. Louky byly rozorány a využity jako zemědělská půda, lužní lesy byly často vykáceny. Říční niva byla odvodňována za účelem zisku pozemků, pole byla silně hnojena. Značnou zátěž pro Labe představovalo rovněž husté osídlení a výstavba řady významných průmyslových podniků (chemické závody, rafinerie, cukrovary apod.) produkujících velké množství odpadních vod obsahujících toxické látky (těžké kovy, pesticidy, organické a anorganické kyseliny či zásady atd.).

Pozornost byla zaměřena především na sedimenty fluviálních jezer a jejich antropogenní znečištění. Výzkum byl prováděn v jezeře Kluk u Poděbrad (fotografie v příloze 10.1), kde se předpokládalo průmyslové znečištění pocházející z nejbližšího zdroje - města Kolína. Staré rameno je ve stálé komunikaci s řekou, avšak pouze omezeně. Výzkumné práce zahrnovaly odběr vzorků subakvatického sedimentu a jeho chemické a zrnitostní analýzy. Výsledky tak v podstatě odrážejí historické znečištění toku, popřípadě jeho vývoj v porovnání se staršími pracemi. Chemické analýzy byly zaměřeny na obsah těžkých kovů a arsenu, které se v oblasti středního Polabí přirozeně objevují jen ve stopovém množství. Každá vyšší hodnota tedy poukazuje na antropogenní znečištění.

Ačkoliv se znečišťující látky vázané na sediment vyskytují často ve stabilní formě, vlivem proudění (povodně), změn pH nebo redoxního potenciálu může dojít k jejich opětovné remobilizaci a reaktivaci polutantů.

## 2 Historický a aktuální stav výzkumu

Vzhledem k tomu, že práce je zaměřena na fluviální jezero v oblasti středního Polabí a kvalitu jeho sedimentu, vztahují se k této problematice dvě různá témata prací. Jednak práce zabývající se mapováním jezer a zkoumáním kvality sedimentů a dále výzkumné práce hodnotící vývoj situace v Labi v souvislosti s antropogenními zásahy do toku a jeho znečištěním.



Výzkum jezer má v Čechách a na Karlově univerzitě stoletou tradici. První výzkum provedl zakladatel Geografického ústavu Karlovy univerzity, profesor Václav Švamberský již v letech 1903 – 10. Zajímal se převážně o šumavská jezera. Na jeho výzkum navázal Karel Kuchař. Ve dvacátých letech se stala středem výzkumu také tatranská jezera, kterým se věnoval např. K. A. Sedlmeyer. Výsledkem těchto prací byl Atlas jezer Vysokých Tater, který vyšel ve třech svazcích (Schaffer, Stummer, 1929, 1930, 1932). V 70. letech provedl Bohumír Janský detailní průzkum Mladotického jezera (1975), kde použil i nepublikované náčrty části jezera od Ludvíka Muchy (1963). Mladotické jezero je nejmladším hrazeným jezerem u nás a jeho dynamika vývoje jezerní pánve je zkoumána dodnes (Janský, Urbanová, 1994; Janský, 1999; Schulte, Albrecht, Daut, Wallner, Janský, Van Geldern, 2006; Janský, Schulte, Česák, Rios Escobar, 2010). V projektu GAUK Jezera České republiky a GAČR Atlas jezer České republiky byla provedena řada studií zabývajících se různými genetickými typy jezer na území České republiky (Oulehle, 2002; Hrdinka, 2004; Pošta, 2004; Knapp, 2006 a další). V tomto projektu bylo podrobně zpracováno i několik fluviálních jezer ve středním Polabí (viz níže). Novými trendy v limnologickém výzkumu a klasifikaci jezer se zabývali např. B. Janský, M. Šobr a J. Česák (Česák, Šobr, 2005; Janský, 2005; Janský, Šobr, 2004, Šobr 2007). Po více než devadesáti letech se za použití moderních technologií opět uskutečnila měření jezer na Šumavě (Kocum, 2004; Kocum, Janský, 2005; Janský, Šobr, Kocum, Česák, 2005). V rámci rozvojové spolupráce s Kyrgyzstánem proběhlo měření vysokohorských ledovcových jezer (Janský, Šobr, Yerokhin, 2006).

První studie fluviálních jezer hydrobiologického zaměření provedl J. Hrbáček a J. Lellák ve starých labských meandrech u Čelákovic (Hrbáček, 1966; Hrbáček, Novotná, 1965; Lellák 1966). V 90. letech byla zpracována diplomová práce o fytoplanktonu polabských a lužních tůň od M. Kylbergerové (1998). Po roce 2000 se pozornost obrací k chemii vody a sedimentu a tak vzniká několik limnologických studií. M. Šnajdr (2002) prováděl výzkum jezera Obříství, O. Klouček (2002) se zabýval jezerem Labiště pod Opočínkem a D. Chalupová (2003) zkoumala jezero Doleháj u Nové Vsi a dále se věnovala tomuto tématu i v dalších lokalitách (Chalupová, 2007, 2011; Chalupová Janský, 2003, 2005, 2007; Chalupová, Rus, Vonička, 2009). M. Turek se ve své práci zabýval Libišskou tůňí nedaleko Neratovic (Turek, 2004). Obsah stopových prvků v sedimentech a makrofytách polabských ramen u Čelákovic zkoumala E. Krýžová (2007). Hydrobiologii nejen labských tůň se věnuje P. Havlíková (Havlíková, 2007; Havlíková, Janský, 2007).

Systematický monitoring kvality vody v řece Labi byl na české straně zahájen v roce 1963 v rámci Státní pozorovací sítě provozované Českým hydrometeorologickým ústavem. Se změ-

nou politické situace v roce 1989 a založením Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) v roce 1991 bylo do provozu uvedeno i několik mezinárodních pozorovacích stanic. Dále vzniká národní Projekt Labe (Výzkumný ústav vodohospodářský TGM) s cílem radikálního řešení zlepšení kvality vody v Labi, která dosahovala v 80. letech již neúnosného stavu (Janský a kol., 2014).

Monitoring plavenin provádí od roku 1984 Český Hydrometeorologický ústav. Do té doby byly odběry prováděny pouze účelově, např. na Labi v Děčíně 1928 – 34. Sledování množství plavenin se postupně od roku 1999 rozšiřovalo i na zjišťování kvalitativních parametrů (stanovení obsahu těžkých kovů, metaloidů a organických látek). Zde je výčet autorů, kteří se zabývali výzkumem jakosti vody a sedimentů. Bodové znečištění povodí Labe analyzoval např. I. Nesměrák (Nesměrák, Barchánková, 1993), který se dále věnuje kvalitě vody a eutrofizaci vodních zdrojů (Nesměrák, 2004, 2007). Obsahu těžkých kovů v sedimentech Labe a v jeho přítocích se věnoval např. P. Lochovský s kolegy (Lochovský, Schindler, Vilímec, 1997), který se dále zabýval i metodikou zpracování říčních sedimentů a celkovou ochranou vodní složky krajiny (Lochovský, Fuksa, Kokeš, Kužilek, Svoboda 2005). J. Veselý zkoumal znečištění Labe těžkými kovy z historického hlediska a též studoval geochemické vlastnosti sedimentů ve vodním prostředí (Veselý, 1995; Veselý, Gürtlerová, 1996). M. Rudiš studoval znečištění sedimentů kanalizovaného úseku Labe včetně historického vývoje meandrů (Rudiš, 1999, 2000) a s dalšími potom vliv kontaminovaných sedimentů na nivu a zákonitosti sedimentace a koncentrace plavenin vzhledem k velikosti průtoku v řece (Rudiš, Hájek, Hrubec, 2007). Povodně na Labi v roce 2002 hodnotí např. P. Punčochář (2003b), který se ve svých článcích zabýval též kontinuálním monitoringem a legislativou v oblasti vodního hospodářství z hlediska vstupu ČR do EU v roce 1994 (Punčochář, 2003a). Z pracovníků Povodí Labe s. p., lze z hlediska mezinárodní spolupráce jmenovat např. J. Medka, V. Jirásk a další (Medek, 2000; Medek, Dolének, Vilímec, Krupička, Lochovský, 1995). Ze zahraničních prací lze jmenovat práce A. Prangeho, který se zabýval stanovením požadových hodnot těžkých kovů (Prange et al., 1997a, 1997b, 1997c)

V rámci výzkumu Labe na geografickém pracovišti PřF UK vznikly následující práce. Plošným zdrojům znečištění se ve své disertační práci věnoval B. Janský (1982), který na výzkumy později navázal (Janský, 2002). Detailní vývoj labského znečištění po roce 1990 zpracovával ve své disertační práci J. Langhammer (1997a, 1997b, 1999), který se touto problematikou zabýval i v dalších letech (Langhammer, 2002, 2004, 2005a, 2005b, 2007, 2009).

Tématem kvality vody a sedimentů se na katedře fyzické geografie a geoekologie PřF UK zabývají např. Z. Kliment, a to především z hlediska vodní eroze a plaveninového režimu

(Kliment, 2000, 2005; Kliment, Matoušková, 2008; Kliment, Langhammer, 2007; Kliment, Kadlec, Langhammer, 2008; Kliment, Kopp, 1997; Langhammer, Kliment, 2006, 2009). Kontaminací sedimentů ve vodním prostředí se dále zabývala např. M. Kaplická (2004). Nejnovější práce ohledně znečištěných sedimentů Labe byl projekt SedLa (Janský a kol., 2014). Na pracovišti vznikla též řada diplomových prací hodnotících hydrologické poměry a kvalitu vody na vybraných tocích pod vedením B. Janského, M. Šobra, J. Kocuma a dalších.

V povodí Labe je v současné době pozorováno a vyhodnocováno 7 profilů na toku Labe a dále závěrové profily významných přítoků – Orlice, Loučná, Jizera, Cidlina, Vltava, Ohře, Bílina a Ploučnice, jejichž transport plavenin představuje významnější přínos do Labe (Halířová, Stierand, 2014). Na řadě tuzemských i zahraničních konferencí je diskutována a prezentována kvalita vody a sedimentů, včetně sledování říčních niv.

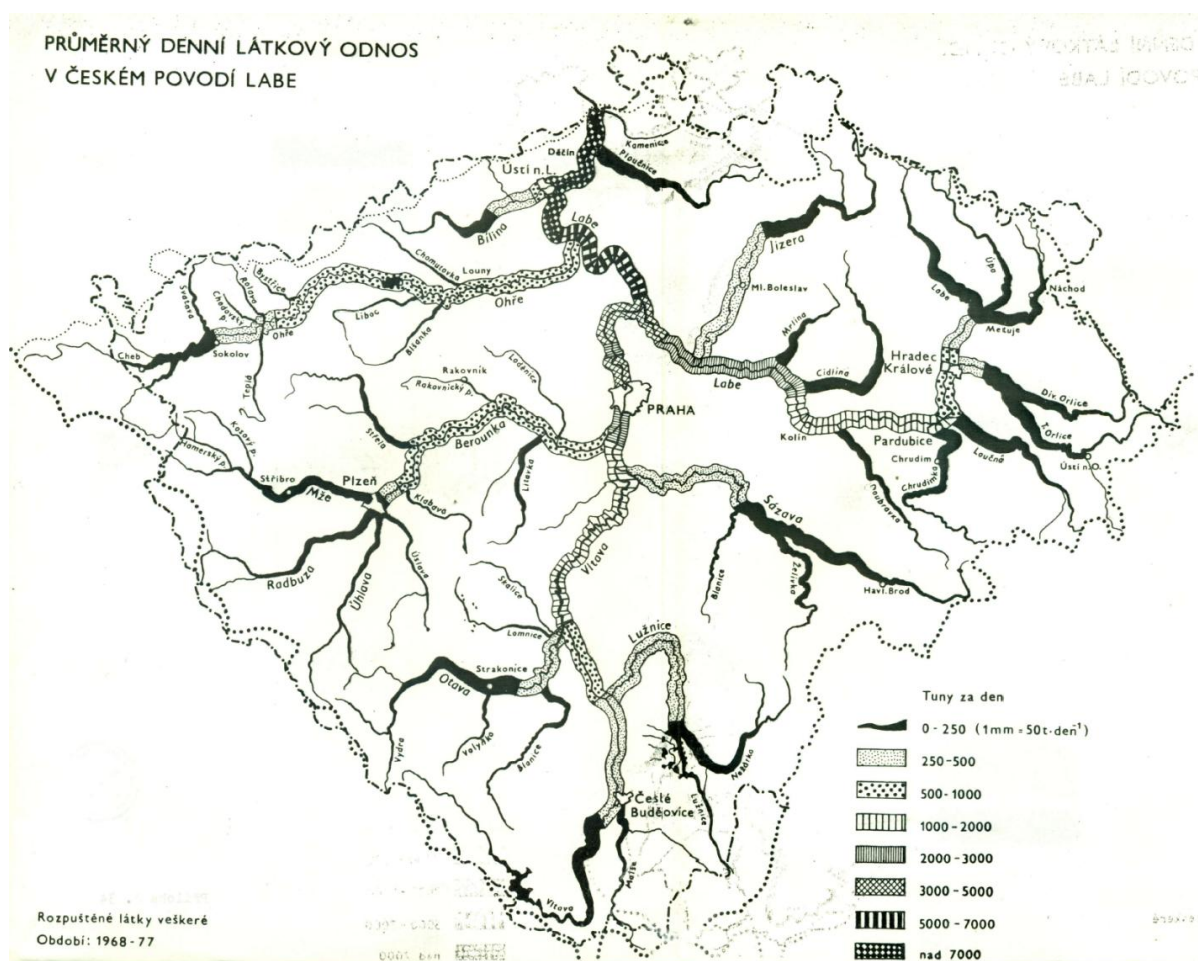
### **3 Kontaminace fluviálních sedimentů kovy a arsenem**

Sedimenty fluviálních jezer jsou nejčastěji tvořeny písčitým až štěrkovitým materiálem, který částečně odpovídá geologické stavbě daného úseku řeky. Avšak značný objem materiálu je přinesen proudem samotné řeky z vyšších míst v povodí. Ve starých ramenech se ukládá i velké množství organické hmoty, podstatný podíl také tvoří půdní částice splavené z okolí (Pachur, Röper, 1987). Řada fluviálních jezer vznikla jako přirozeně či uměle oddělené meandry a tak se na způsobu ukládání sedimentů výrazně podílelo proudění řeky. Sedimenty starých ramen jsou však ovlivněny řekou i po jejich oddělení – za povodňových průtoků je komunikace s řekou obnovena, a tak dochází k odnosu materiálu či k zanášení depresí v nivě. Fluviální jezera jsou tak vystavena nejen přírodním vlivům, ale i antropogenním zásahům, které se projeví na složení jejich sedimentů (Föstner, 1989). Kromě kvantitativních změn (např. plošné odlesnění ve středověku vedlo ke zvýšení eroze a tím i množství unášeného a následně ukládaného materiálu) vypovídá podrobná analýza i o kvalitativních změnách, ve kterých se projeví antropogenní činnost prováděná v povodí. (rozvoj průmyslu, hnojení orné půdy či používání pesticidů apod.). Takové znečištění je pak unášeno řekou jak v rozpuštěné formě, tak i v suspenzi na poměrně značnou vzdálenost, kdy v místech poklesu rychlosti proudění sedimentuje. V takových místech se pak může kumulovat velké množství kontaminantů. Mnoho látek se může vyskytovat v nerozpustné formě a tím pádem mohou být uloženy ve stabilní formě v sedimentu, avšak změnou pH, redoxního potenciálu či zvýšením koncentrace určitých látek ve vodě (CO<sub>2</sub>, komplexotvorné látky) může dojít k opětovnému uvolnění do vody. Touto změnou se kontaminanty stávají pro řadu vodních organismů biologicky vý-

znamně dostupnějšími (Heling, et al., 1990). Vzhledem k tomu, že v oblasti středního Polabí jsou pozadové koncentrace kovů a arsenu nízké, jejich zvýšení indikuje antropogenní znečištění.

### **3.1 Znečištění**

Oblast středního Polabí byla již od středověku značně ovlivňována lidskou činností. Kromě úpravy koryta v souvislosti s lepšími plavebními podmínkami a ochranou před povodněmi se výrazně projeví i změny ve využívání krajiny v souvislosti se získáváním orné půdy. Rostoucí počet obyvatel, zemědělské využití říční nivy s intenzivní chemizací, meliorace, ale především rozvoj průmyslu ve 20. století měly za následek výrazné zhoršení kvality vody v Labi. Toto zhoršení dosahovalo maxima v 70. a 80. letech 20. století. Na obrázku 1 je znázorněn průměrný denní látkový odnos všech rozpuštěných látek v období 1968 – 77. Mezi hlavní znečišťovatele horního a středního Labe patřily krkonošské papírny v Hostinném, odpadní vody z textilního, kožedělného a potravinářského průmyslu ve Dvoře Králové, Jaroměři, Chvalkovicích, Černožicích, Smiřicích a Předměřicích, výroba fotografického materiálu v Hradci Králové včetně vypouštění komunálních odpadních vod, Opatovická elektrárna a další. Velkou měrou přispěla Pardubická aglomerace komunálním znečištěním, ale především průmyslovým znečištěním z podniku VCHZ Synthesia. Dalším výrazným znečišťovatelem na Pardubicku byla rafinérie PARAMO. Další zátěž řeky představovala elektrárna ve Chvaleticích a město Kolín s rozvinutým průmyslem potravinářským, chemickým (Draslovka) a strojírenským. Dalším producentem bylo město Nymburk se sladovnamy a cukrovarem a kovohutě v Čelákovicích. Na středním Labi se dále nacházela Spolana Neratovice - jeden z největších znečišťovatelů Labe – produkující kromě chladících vod také organicky a anorganicky znečištěné vody odpadní.



Obrázek 1: Průměrný denní látkový odnos v povodí Labe v letech 1968 – 1977 (zdroj: Janský, 1982)

Se změnou politických poměrů po roce 1990 se situace na Labi začala zlepšovat, a to především díky intenzivní mezinárodní spolupráci řady českých a německých institucí koordinovaným MKOL. Postupně docházelo k modernizaci provozů a výstavbě čistíren odpadních vod v městských i průmyslových aglomeracích. Právě tato rozsáhlá výstavba ČOV u rozhodujících zdrojů znečištění prokazatelně v období 1990 až 2000 stav jakosti povrchové vody zlepšila (Janský a kol., 2014).

Vstup do Evropské unie v roce 2004 přinesl v oblasti znečištění vod výraznou změnu. Díky ekonomickému rozvoji se opět mírně zvýšila produkce znečištění, nicméně nové požadavky na výrobu, např. zavádění ekologických technologií a především norem (v oblasti vod např. Rámcová úmluva o ochraně vod 2000/60/ES, Nitrátová směrnice 91/676/EHS) toto zatížení výrazně eliminují (Chalupová, 2011). V současné době jsou hlavními znečišťovateli v oblasti Labe v ukazatelích organického znečištění a nerozpustných látek Mondi Štětí a.s., Lovochemie a.s. Lovosice, Synthesia a.s. Pardubice Semtín a Spolana a.s. Neratovice, následují velká města (Pardubice, Hradec Králové, Kolín). KRPA PAPER, a.s. Hostinné, která se ještě do roku 2012 řadila mezi nejvýznamnější producenty BSK<sub>5</sub> vybudovala v roce 2012-2013 biolo-

gický stupeň čištění odpadních vod a v současné době se řadí mezi znečišťovatele produkující 3-15 t.rok<sup>-1</sup>. Přehled nejvýznamnějších znečišťovatelů BSK<sub>5</sub> je uveden v tabulce 1. Největšími znečišťovateli vody amoniakálním dusíkem je chemický závod Spolana a.s. Neratovice a Lovochemie a.s. Lovosice (Skalická, Homoláčová, 2014).

### 3.1.1 Znečištění na Kolínsku

Nejbližší znečištění u zkoumané oblasti představuje město Kolín, ve kterém se nachází Lučební závody a.s. Kolín, Draslovka a.s. Kolín, BIOFERM – lihovar Kolín, a.s. a rafinerie PARAMO a.s. Kolín.

*Lučební závody a.s. Kolín* byly založeny roku 1871. Z počátku se zde vyráběla kyselina sírová a superfosfát. Dále se výroba rozšířila o organickou část. V roce 1913 byl závod tak rozvinutý, že pokryl 20% spotřeby superfosfátu v Rakousku – Uhersku. V současné době se zde vyrábí silikonové tmely a kaučuky. *Draslovka a.s. Kolín* byla založena roku 1906 pod obchodním jménem „Akciová společnost pro zpracování draselných louhů v Kolíně“ Hlavním předmětem podnikání závodu byla výroba kyanidu sodného a draselného, kapalného kyanovodíku, sazí a síranu amonného. Od 50. let se zde vyrábí diphenylguanidin. V současné době se zde vyrábí syntetický kyanovodík, který se používá při výrobě kyanidu sodného a draselného. Déle Draslovka produkuje nekyanovou chemii jako je chlorcholinchlorid. *BIOFERM - lihovar Kolín, a.s.* byl založen roku 1871. Od tohoto období prošel lihovar několika modernizacemi. Poslední byla provedena v roce 1989, kdy bylo instalováno nerezové zařízení na výrobu bezvodého lihu. Jako dehydratační činidlo se zde používá cyklohexan. Tento závod má největší produkci lihu v ČR. *Rafinerie PARAMO a.s. Kolín*, dříve KORAMO a.s. Kolín byla založena roku 1901. Nejprve se specializovala na výrobu viskózních leteckých olejů. V 60. letech se zde začaly zpracovávat hydrogenované oleje z Litvínova. Pak přišly na řadu hydraulické a motorové oleje z hydrokrakátů. Na sklonku osmdesátých let byl celý sortiment KORAMO přeformován na oleje z hydrogenační technologie. V roce 1993 vznikla destilační kolona, umožňující hydrokrakáty rozdělit na úzké řezy a byly vyrobeny první vysokoindexové hydrokrakové oleje. Významným mezníkem byl rok 2003, kdy se firma KORAMO Kolín stala součástí společnosti PARAMO a.s.



- 1 Lučební závody, a.s., Kolín
- 2 Draslovka, a.s., Kolín
- 3 Bioferm lihovar Kolín, a.s.
- 4 PARAMO, a.s., Kolín

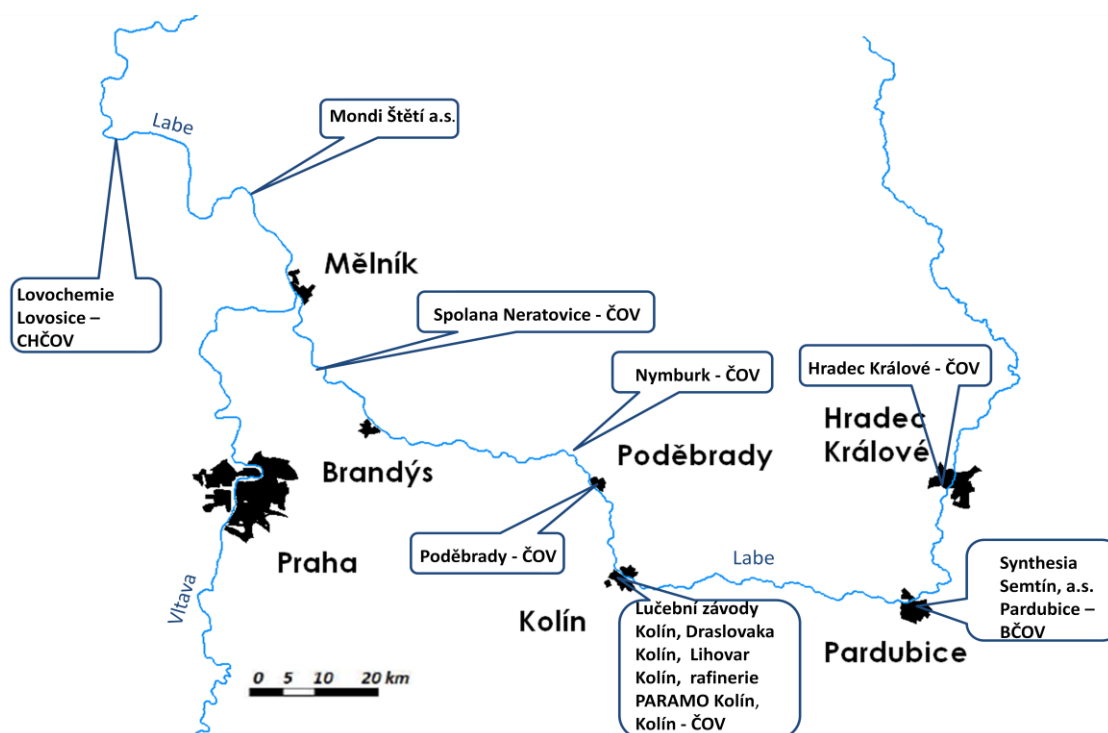
Obrázek 2: Umístění hlavních znečišťovatelů na Kolínsku



Název místa	Tok	ř.km	Množství tis. m <sup>3</sup> /rok	BSK <sub>s</sub> t/rok	CHSK <sub>Cr</sub> t/rok	NL t/rok	RAS t/rok	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> t/rok	N <sub>anorg</sub> t/rok	P <sub>celk</sub> t/rok
Mondí Štětí	Labe	820,709	25,583,0	5,244,5	15,477,7	2,558,3	29,522,8	40,9	45,5	13,8
Pardubice - BČOV	Velká strouha	0,100	13,861,3	2,666,9	6,446,9	1,797,8	17,368,2	497,6	944	49,9
Hradec Králové - ČOV	Labe	989,703	15,948,8	2,448,1	5,606,0	3,279,1	8,122,7	350,9	373,2	49,4
Ústí nad Labem - ČOV	Labe	764,354	9,956,6	2,043,6	4,708,8	4,539,1	34,398,1	334	337,0	63,5
Liberec - ČOV	Lužická Nisa	28,270	20,199,9	1,948,7	5,094,5	2,339,0	11,110,0	315,5	338,9	65,6
DANISCO Czech Rep., a.s. Smiřice-technol. OV	Labe	1005,206	321,3	1,475,1	2,721,3	918,5	2,626,0	9,6	226,5	2,8
Spolana Neratovice - ČOV (K 10)	Labe	848,141	8,965,8	1,344,9	3,586,3	1,075,9	6,912,6	179,3	224,1	71,7
Poděbrady - ČOV	Labe	902,362	1,797,0	1,028,3	1,345,6	981,7	1,215,5	38,1	45,3	22,3
Náchod - ČOV	Metuje	31,350	4,249,8	891,2	2,051,0	796,8	1,882,7	80,3	80,7	17,4
Litoměřice - ČOV	vedl. ram. Labe	0,462	3,280,8	864,7	2,127,8	1,370,6	2,460,6	114,2	118,1	30,9
Pivovar Svijany	Jizera	70,100	164,8	814,9	1,259,0	131,8	196,1	1,6	2,5	0,3
Mladá Boleslav - ČOV II Podlázky	Jizera	39,000	1,846,3	790,2	1,519,5	849,3	1,148,4	80,7	81,5	16,4
Trutnov - ČOV	Úpa	41,920	7,181,6	756,9	16,747,5	1,276,9	2,865,5	92,6	103,4	18,5
Setuza Ústí n. L.	Labe	763,820	585,5	724,1	1,218,4	153,2	500,1	6,1	11,7	8,0
Mladá Boleslav - ČOV I Neuberk	Jizera	35,400	2,739,4	698,6	1,331,4	599,9	1,961,4	86,3	94,6	18,4
Nymburk - ČOV	Labe	896,508	1,785,8	691,7	879,2	468,8	1,179,4	44,3	47,0	13,2
Kolín - ČOV	Labe	918,343	3,506,0	662	1,556,8	427,1	2,694,3	100,2	105,2	21,3
Litomyšl - ČOV	Loučná	59,731	2,771,1	645,4	1,598,0	1,316,7	1,536,1	45,8	53,2	11,0
Hlinsko - ČOV	Chrudimka	85,950	1,775,2	506,8	1,131,5	388,4	1,069,4	49,9	67,1	13,3
celkem vybrané zdroje s produkcí nad 500 t/rok BSK <sub>s</sub>			126,520,1	26,246,6	76,407,2	25,269,0	128,769,8	2,468,1	3,299,6	508,0
celkem všechny bilancované zdroje			1,450,430,5	46,235,4	125,790,2	48,796,3	209,090,0	5,620,5	6,998,7	110,6

Tabulka 1: Přehled významných zdrojů znečištění s produkcí nad 500 t.rok<sup>-1</sup> BSK<sub>s</sub> v roce 2013 (zdroj: Skalická, Homoláčová, 2014)





Obrázek 3: Hlavní zdroje znečištění na Labi

### 3.2 Výskyt a vlastnosti kovů a arzenů

Pro posuzování znečištění prostředí kovy či polokovy se často hovoří o samostatné skupině tzv. těžkých nebo toxických kovů, která však není přesně specifikována. Z chemického hlediska bývají těžké kovy definovány měrnou hmotností větší než  $5000 \text{ kg.m}^{-3}$  nebo také tím, že reakcí se sulfidem sodným vzniká málo rozpustný sulfid. Název těžké kovy se často používá jako synonymum pro toxické kovy, což může vést k určitým nesrovnalostem (např. berilium je toxický kov, ale nikoli „těžký“ kov). Pojem toxický kov lze vymezit snáze, a proto se doporučuje neužívat název „těžké kovy“ jako synonymum pro „toxické kovy“ (např. železo a mangan patří mezi „těžké kovy“ nelze je však řadit mezi toxické) (Pitter, 1999). Ze stanovených prvků lze jako těžké kovy označit stříbro, kadmium, chrom, měď, rtuť, nikl, olovo a zinek. Arzén je z důvodu svých vlastností řazen mezi polokovy. Většina těchto prvků je v malém množství pro většinu organismů esenciální ovšem větší množství způsobuje akutní nebo chronické otravy (Bencko a kol, 1995).

Všechny kovy a polokovy jsou alespoň ve stopovém množství ve vodách přirozeně obsaženy, a to v závislosti na geologických podmínkách. K obohacení dochází stykem vody s horninami a půdou. V okolí rudných nalezišť se může voda obohatit i velkými koncentracemi kovů. Hlavním antropogenním zdrojem kovů a polokovů jsou odpadní vody z těžby a zpracování rud, z hutí, z válcoven, z povrchových úprav kovů, z fotografického, textilního a kožedělného průmyslu atd. Dalším zdroje jsou agrochemikálie (Hg, Zn, Ba, As), algicidní preparáty

(Cu) a vyluhování kalových deponií. Také atmosférické vody jsou znečištěné exhalacemi ze spalování fosilních paliv a výfukovými plyny z motorových vozidel, které mohou být zdrojem toxických kovů.

Z chemicko-fyzikálních vlastností kovů vyplývá, že se mohou vyskytovat v rozpuštěné a v nerozpuštěné formě. V rozpuštěné formě obvykle nepřevládají jednoduché ionty, ale komplexy s anorganickými či organickými ligandy. Z anorganických látek jde zejména o iontové asociáty uhličitánů, hydrogenuhlíčanů, síranů a fosforečnanů. V málo mineralizovaných vodách vytvářejí kovy cheláty s organickými látkami huminového charakteru. Značná část kovů je vázána na nerozpuštěné látky (suspendované a koloidní) adsorpcí. Adsorbovat se mohou jak rozpuštěné formy, tak i koloidní disperze vysrážených hydroxidů, uhličitánů nebo fosforečnanů kovů. Některé kovy mohou být inkorporovány do biomasy organismů. Celkovou koncentraci kovů je pak nezbytné vyjádřit součtem všech složek ( $M_{\text{celk}}$ ) (rovnice 3.1) (Pitter, 1999).

$$c(M_{\text{celk.}}) = c(M_{\text{rozp.}}) + c(M_{\text{nerozp.}}) = c(M_{\text{rozp.}}) + c(M_{\text{sraž.}}) + c(M_{\text{ads.}}) + c(M_{\text{biomas}}) \quad (3.1)$$

$M = \text{kov}$

$c = \text{koncentrace}$

### 3.2.1 Stříbro

V přírodě se nachází převážně jako sulfid  $\text{Ag}_2\text{S}$  (argentit), často s jinými kovy jako podvojně sulfidy. Doprovází výskyt sloučenin Cu, Pb, Zn, Sb, As a jiné. Stříbro se nachází v důlních vodách ze zpracování příslušných rud, dále v odpadních vodách z fotografického průmyslu i kyanidového stříbření (Pitter, 1999).

### 3.2.2 Arsen

V přírodě zejména ve formě sulfidů (arsenopyrit  $\text{FeAsS}$ , realgar  $\text{As}_4\text{S}_4$  a auropigment  $\text{As}_2\text{S}_3$ ) V malém množství doprovází téměř všechny sulfidické rudy a je častou součástí různých hornin a půd, jejichž zvětráváním se dostává do podzemních i povrchových vod. Antropogenním zdrojem arsenu je spalování fosilních paliv, hutní i rudný průmysl, koželužny, aplikace některých insekticidů a herbicidů. Značné množství arsenu je obsaženo ve výlužích z elektrárenských popílků. Oxid arsenitý se používá také ve sklářství (Pitter, 1999).

### 3.2.3 Kadmium

Vzhledem k chemické podobnosti doprovází kadmium zinek v jeho rudách. Při jejich zpracování přechází kadmium do odpadních vod a do atmosféry. Významným antropogenním zdro-

jem kadmia jsou fosforečnanová hnojiva (mohou obsahovat až  $170 \text{ mg.kg}^{-1}$  kadmia) a aplikace čistírenských kalů. Dalším zdrojem jsou odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby Ni – Cd baterií (Pitter, 1999).

#### **3.2.4 Kobalt**

V přírodě kobalt obvykle doprovází nikl a arsen. Mezi významné minerály patří např. kobaltin ( $\text{CoAsS}$ ) a smaltin ( $\text{CoAs}_2$ ). Organicky vázaný jako vitamin  $\text{B}_{12}$  je přítomen v kalech z biologického čištění odpadních vod. Jde o kyanokobalamin sumárního vzorce  $\text{C}_{63}\text{H}_{90}\text{O}_{14}\text{PCo}$ , který se tvoří biosynteticky především při aerobním biologickém čištění odpadních vod. Dalším antropogenním zdrojem kobaltu mohou být odpadní vody z metalurgického průmyslu a galvanického pokovování, kde je přítomen převážně v komplexované formě (Pitter, 1999).

#### **3.2.5 Chrom**

Chrom se vyskytuje v přírodě např. jako minerál chromit ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) a krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ). Dále se vyskytuje v minerálech obsahující hliník, který doprovází. Antropogenním zdrojem chromu jsou např. odpadní vody z barevné metalurgie, povrchové úpravy kovů, kožedělného průmyslu a textilního průmyslu, kde je součástí některých barvicích lázní. Dalším zdrojem jsou některé inhibitory koroze používané např. v chladicích okruzích (Pitter, 1999).

#### **3.2.6 Měď**

V přírodě se měď nejčastěji vyskytuje ve formě sulfidů (chalkopyrit  $\text{CuFeS}_2$  a chalkosin  $\text{Cu}_2\text{S}$ ), ze kterých se může do podzemních vod dostat značné množství mědi v důsledku rozkladu sulfidických rud. Antropogenním zdrojem mědi v povrchových vodách mohou být odpadní vody z povrchové úpravy kovů a aplikace některých algicidních preparátů, které se dávkuje proti nadměrnému rozvoji řas a sinic (Pitter, 1999).

#### **3.2.7 Rtuť**

Hlavní rudou je rumělka ( $\text{HgS}$ ). Do atmosféry se dostává pražením sulfidických rud jiných kovů, které doprovází v elementární formě. Dalším významným zdrojem rtuti v povrchových vodách jsou atmosférické vody kontaminované spalováním fosilních paliv. Sloučeniny rtuti jsou obsaženy v některých průmyslových odpadních vodách, např. z elektrolýzy  $\text{NaCl}$  amalgamovým způsobem, z organických syntéz a z rudných úprav. V úvahu přicházejí i rtuťnaté pesticidy, konzervační prostředky a prostředky k moření osiva. Vysoká toxicita rtuti vede k postupnému zákazu používání některých rtuťných preparátů, takže počet zdrojů kontaminace se snižuje (Pitter, 1999).

### 3.2.8 Mangan

Mangan doprovází obvykle železné rudy. Z manganových rud se v přírodě vyskytuje zejména burel či pyroluzit ( $\text{MnO}_2$ ), braunit ( $\text{Mn}_2\text{O}_3$ ), hausmanit ( $\text{Mn}_3\text{O}_4$ ), manganit [ $\text{MnO}(\text{OH})$ ] a diallogit ( $\text{MnCO}_3$ ). Mangan přechází do vod také z půd a sedimentů. Antropogenními zdroji manganu mohou být některé průmyslové odpadní vody, např. ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z chemických provozů, kde se využívá oxidace manganistanem draselným (např. při výrobě sacharinu) (Pitter, 1999).

### 3.2.9 Nikl

Nikl se vyskytuje v minerálech obvykle společně se sírou, arsenem a případně antimonem. Jde např. o gersedorfit ( $\text{NiAsS}$ ), pentlandit [ $(\text{Fe},\text{Ni})_9\text{S}_8$ ], nikelin ( $\text{NiAs}$ ), millerit ( $\text{NiS}$ ) a dále garnierit a pyrrhotin. Je dále součástí některých hlinitokřemičitanů (hadeč). Antropogenním zdrojem niklu jsou především odpadní vody z povrchové úpravy kovů, kde je převážně komplexně vázán, a dále odpadní vody z barevné metalurgie. Používá se v keramickém a sklářském průmyslu a při některých chemických syntézách jako katalyzátor (Pitter, 1999).

### 3.2.10 Olovo

Nejrozšířenější olověnou rudou je galenit ( $\text{PbS}$ ). Méně rozšířenými rudami jsou anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ) a cerrusit ( $\text{PbCO}_3$ ). Galenit na rozdíl od jiných sulfidických rud nepodléhá chemické a biochemické oxidaci, a proto se olovo poměrně málo hromadí v důlních vodách. V minulosti byly významným antropogenním zdrojem olova výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraethylolova, které sloužilo jako antidetonační prostředek. Tento problém byl vyřešen náhradou za ferrocen. Možným zdrojem olova mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, kde jsou sloučeniny olova součástí glazur (Pitter, 1999).

### 3.2.11 Zinek

Nejrozšířenějšími zinkovými rudami jsou sfalerit ( $\text{ZnS}$ ) a smithsonit ( $\text{ZnCO}_3$ ). Zinek je běžnou součástí hornin, půd a sedimentů. Větší množství zinku se dostává do podzemních vod při oxidačním rozkladu sulfidických rud. Antropogenním zdrojem zinku je především atmosférický spad. Do atmosféry se dostává zinek při spalování fosilních paliv a při zpracování neželezných rud. Z průmyslových odpadních vod obsahují zinek např. vody ze zpracování zinkových rud, z moření mosazi, ze zpracování tuků, a z povrchové úpravy kovů, kde je zinek zpravidla vázán v různých komplexech. Také hnojiva obsahují zinek jako znečišťující příměs (Pitter, 1999).

## 4 Oblast výzkumu

### 4.1 Řeka Labe

Řeka Labe je třetí největší a nejdelší řekou ve střední Evropě s celkovou plochou povodí 148265 km<sup>2</sup>. Její pramen se nachází v Krkonoších na Labské louce v nadmořské výšce 1384 m. n. m. Českou republiku Labe opouští u Hřenska v nadmořské výšce 115 m. n. m. Řeka se pak vlévá do Severního moře ve Spolkové republice Německo asi 80 km za Hamburgem u města Cuxhaven-Kugelbake. Délka Labe na území České republiky je 368,0 km a celková délka od pramene až po ústí do moře je 1091,5 km. Dlouhodobý průměrný průtok u Hřenska činí 311 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> a při ústí do moře 861 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Povodí této řeky se největší měrou rozkládá na území Německa – 65,38 %, v České republice – 33,84 %, Rakousku – 0,62 % a Polsku – 0,16 % (obr. 3) (Němec, Hladný, 2006).

Celý tok řeky lze rozdělit na tři úseky. Horní tok sahající k Míšni dále na střední tok, který končí v Geesthachtu a dolní tok. Na našem území má řeka sněhovo – dešťový a dešťovo – sněhový režim. Mezi nejvýznamnější přítoky u nás patří Orlice, Jizera, Chrudimka a Úpa.

O Labi se zmiňuje již řecký geograf Strabón jako o řece Albis. Kolem roku 1000 se lze setkat s formou Alba. Tento výraz původně znamenal bílý, světlý, čistý. Později došlo k významovému posunu a význam slova se změnil na tok či proud. Slovo tedy bylo obecným významem pro vodní tok. Ve staročestíně se řeka jmenovala Laba a byla rodu ženského, později se změnila na Labie rodu středního. S výrazem Labe se setkávám teprve v 17. století (Němec, Hladný, 2006).



Obrázek 4: Mapa povodí Labe a jeho významných přítoků (zdroj: Simon a kol., 2005)

## 4.2 Jezera

Jezero je definováno jako přírodní sníženina na zemském povrchu nebo pod ním, trvale nebo dočasně vyplněná vodou nemající bezprostřední spojení s mořem (Šobr, Janský, 2003). Na rozdíl od rybníků a vodních nádrží je nelze snadno vypustit. Od mělkých stojatých vod, jako jsou rybníky, louže, tůňe a jezera organogenní a fluvální se dále liší tím, že povrchové vlnění neovlivňuje jejich dno a oblast větších hloubek není zarostlá vegetací. V České republice se však používá jen obecnějšího vymezení, které umožňuje mezi jezera řadit fluvální, organogenní a antropogenní jezera jako jsou zatopené lomy a pískovny (Němec, Hladný, 2006). Jezera antropogenního původu tedy tvoří výjimku v názvosloví (Hrdinka, 2004). Jezera se dále dělí podle různých kritérií. V literatuře se tak rozlišují jezera např. podle biologického hledis-

ka (oligotrofní, eutrofní, dystrofní), podle teplotního režimu (tropická, temperovaná, polární) (Šobr, Janský, 2003). Další podrobnější členění je např. podle chemického složení (sladkovodní, solná, minerální) (Netopil a kol., 1984), nebo podle způsobu četnosti míchání vody (meromiktická, holomiktická, amiktická, monomiktická, dimiktická, polymiktická (Keller, 1962). Z hlediska vzniku jezera je možné jezera rozlišit na tektonická, vulkanická, sesuvem hrazená, glaciální, krasová, fluviální, eolická, organogenní, inundační a antropogenní (Šobr, 2007). Další možné členění podle vzniku jezera uvádí Marcinek a Rosenkranz (1996) a to konstruktivní (tektonická), destruktivně vytvořená (jezera vzniklá erozní činností) a obstruktivní (hrazená). V České republice se nejvíce vyskytují jezera fluviální a antropogenní, ale vyskytují se zde i jezera glaciální (převážně na Šumavě), organogenní a další. S ohledem na téma práce budou dále popsána pouze jezera fluviálního typu.

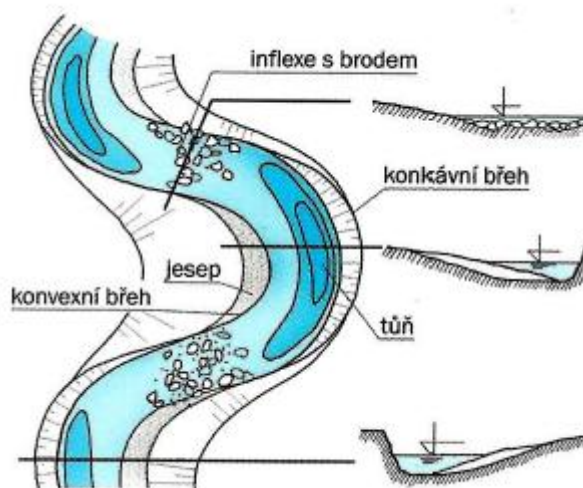
#### **4.2.1 Fluviální jezera**

Tento typ jezer je v České republice nejčastěji zastoupen starými rameny řek. Tato jezera se vyskytují především na středních až dolních tocích řeky a jsou důkazem o historickém vývoji toku. Účinkem akumulčních a erozních procesů dochází ke změně trasy koryta, převážně k jeho napřimování a odškrcení vedlejšího ramene (obr. 6). Kromě přirozeného vývoje řek docházelo k tvorbě starých ramen i umělým napřimováním toků za účelem splavnění koryta či z důvodu ochrany před povodněmi. V České republice jsou takové zásahy datovány už do středověku.

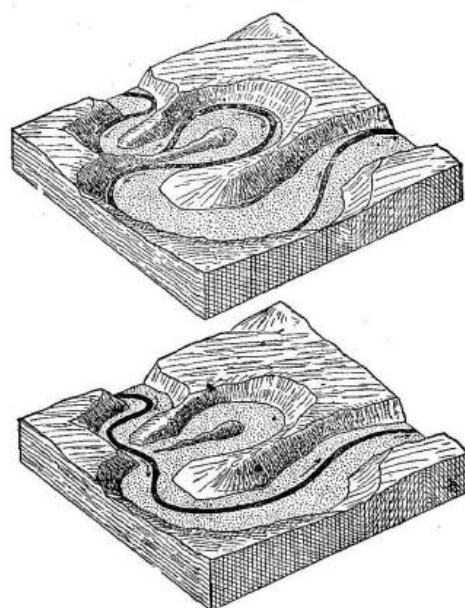
Pro stará ramena řeky je typický jejich protáhlý a prohnutý tvar, který dokazuje původní tok řeky. Jezero může být stále v komunikaci se současným tokem řeky, a to jak oběma konci, tak pouze jedním koncem. Některé staré meandry mohou ležet i několik set metrů od současného koryta. Taková jezera pak komunikují se současným tokem pouze podpovrchově fluviálními sedimenty. K opětovnému povrchovému spojení s řekou dochází pak pouze za zvýšených vodních stavů v řece. Stará ramena bývají často velmi bohatá na organickou hmotu. Množství organické hmoty pochází z hojné vodní vegetace (rákos, lekníny, kosatce apod.), z opadu z pobřežních porostů (vrby, olše, břízy apod.) nebo se může jednat o splachy z okolní zemědělské půdy. Přílišný přísun živin (hnojiva) způsobuje eutrofizaci jezer a jejich postupnou změnu na slatiniště.

U nás se fluviální jezera vyskytují zejména v oblasti středního Labe od Hradce Králové po Mělník, podél toku Moravy mezi Zábřehem a Litovlí a mezi Otrokovicemi a soutokem s Dyjí, kolem Dyje od Nových Mlýnů až po soutok s Moravou, v okolí Lužnice zejména od Nové Vsi po Novou řeku a v oblasti Orlice od Týniště po Hradec Králové (Šobr, 2007).

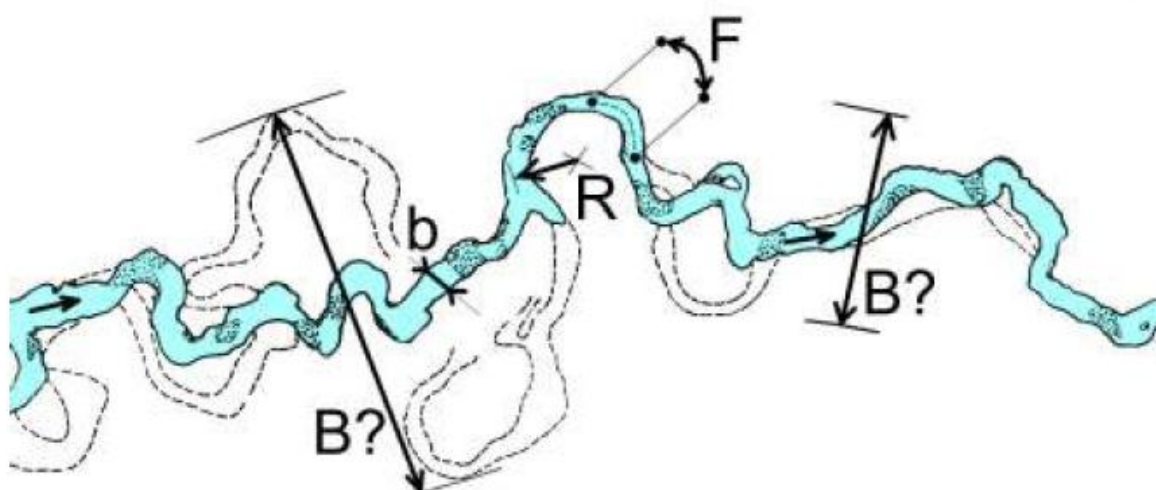




Obrázek 5: Popis meandru (zdroj: Just a kol, 2005)



Obrázek 6: Vznik opuštěného meandru (zdroj: Kettner, 1954 in Chalupová 2011)



Obrázek 7: Hlavní parametry popisující meandrování koryta:  $b$  – šířka koryta,  $B$  – šířka meandračního pásu,  $R$  – poloměr oblouků,  $F$  – vzdálenost mezi brodem a tůň. (zdroj: Just a kol, 2005)

#### 4.2.1.1 Říční ramena

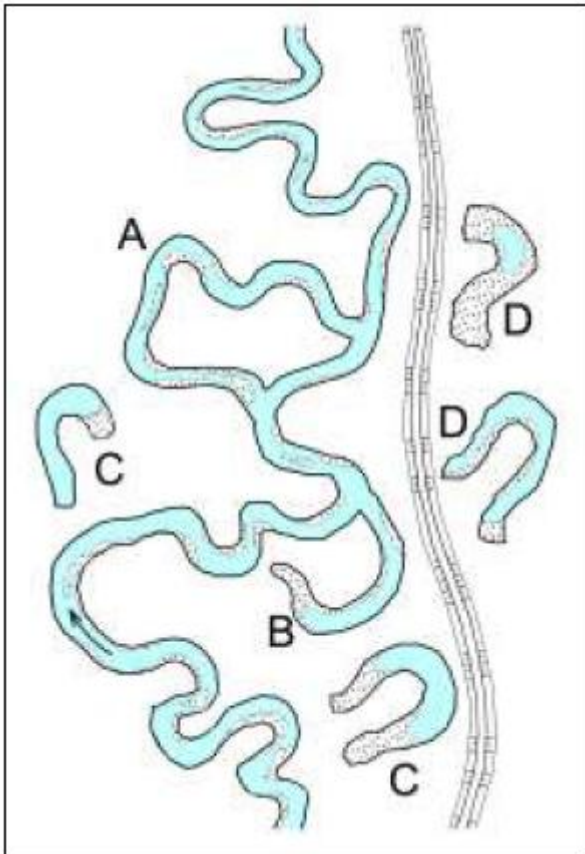
Podle Justa a kol. (2005) jsou rozlišovány 4 druhy říčních ramen:

- vedlejší rameno – dosud protékané rameno, probíhající současně s hlavním korytem;
- staré rameno – již neprotékané rameno, které je ovšem stále jednostranně spojeno s aktivním korytem a závisí na kolísání hladiny v něm;
- mrtvé (odstavené) koryto – rameno nepropojené s korytem, komunikují pouze podzemní vodou;



- mrtvé (odstavené) rameno oddělen hrázemi – postrádá i povodňovou komunikaci s aktivním korytem (rychleji zarůstá a zazemňuje se).

Postraní říční ramena jsou významnou součástí krajiny, na něž se váže velké bohatství rostlin a živočichů. Z vodohospodářského hlediska jsou důležitou zásobárnou vody v nivě. Ramena alespoň částečně související s vodním tokem mohou představovat povodňovou průtočnou kapacitu. Regulační zásahy, ztráta aktivního průtoku a postupné zazemňování však způsobuje zanikání postranních říčních ramen.



Obrázek 8: Názvosloví říčních ramen, A – vedlejší rameno; B – staré rameno; C - mrtvé (odstavené) rameno; D – mrtvé (odstavené) rameno oddělené hrází (zdroj: Just a kol., 2005)

### 4.3 Lokalita

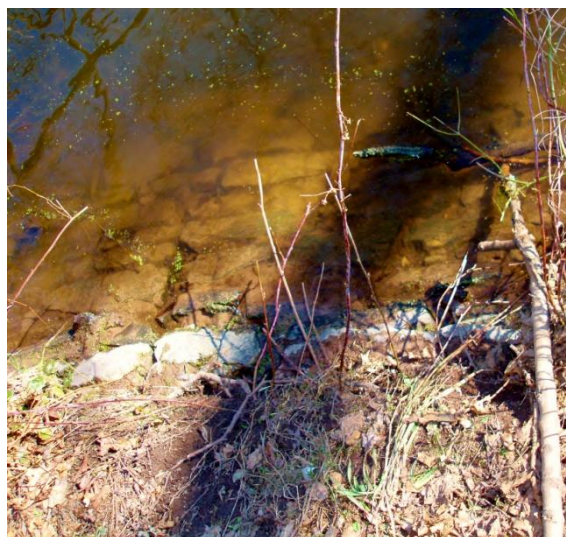
Slepé rameno u Poděbrad, známé též jako jezero Kluk, se nachází na levém břehu řeky Labe přibližně 2 km jihovýchodně od města a je součástí evropsky významné lokality CZ0214009 Libické luhy. Podle administrativní kilometráže se rameno nachází mezi 907,0 a 906,5 říčního kilometru (ústí řeky do moře = 0 km). Jezero je ve stálé komunikaci s řekou asi 4 m dlouhou rourou o průměru 50 cm, která je zhruba ze tří čtvrtin zanesena sedimentem (obr. 9). K povrchovému propojení s řekou dochází při zvýšených průtocích, jak je vidět na obrázcích 11 a 12. Oddělení meandru nastalo mezi roky 1914 a 1918 při regulaci Labe. Ještě před odstave-

ním ramene zde došlo ke zpevnění břehů formou kamenné podezdívky, která je v některých částech patrná dodnes (obr. 10) (Havlíková, 2007). Historický průběh toku Labe je znázorněn na mapách z 1. a 2. vojenského mapování (obr. 13 a 14). Na leteckém snímku z roku 1954 je již rameno odděleno (obr. 15). Aktuální stav je znázorněn na mapě z roku 2014 (obr. 16).

Geologické podloží je tvořeno mořským, místy sladkovodním křídovým sedimentem - prachovité jílovce, opuky a slínovce (Chlupáč a kol., 2002). Tato vrstva je překryta pleistocenními fluvialními sedimenty, písčitymi štěrky a štěrky říčních taras. Širší geologické okolí popisuje obrázek 17. Jezero se nachází v subprovincii Česká tabule, oblasti Středočeská tabule, celku Středolabská tabule a v jejím rámci patří do podcelku Nymburská kotlina a okrsku Sadská rovina (Balatka, Kalvoda, 2006).

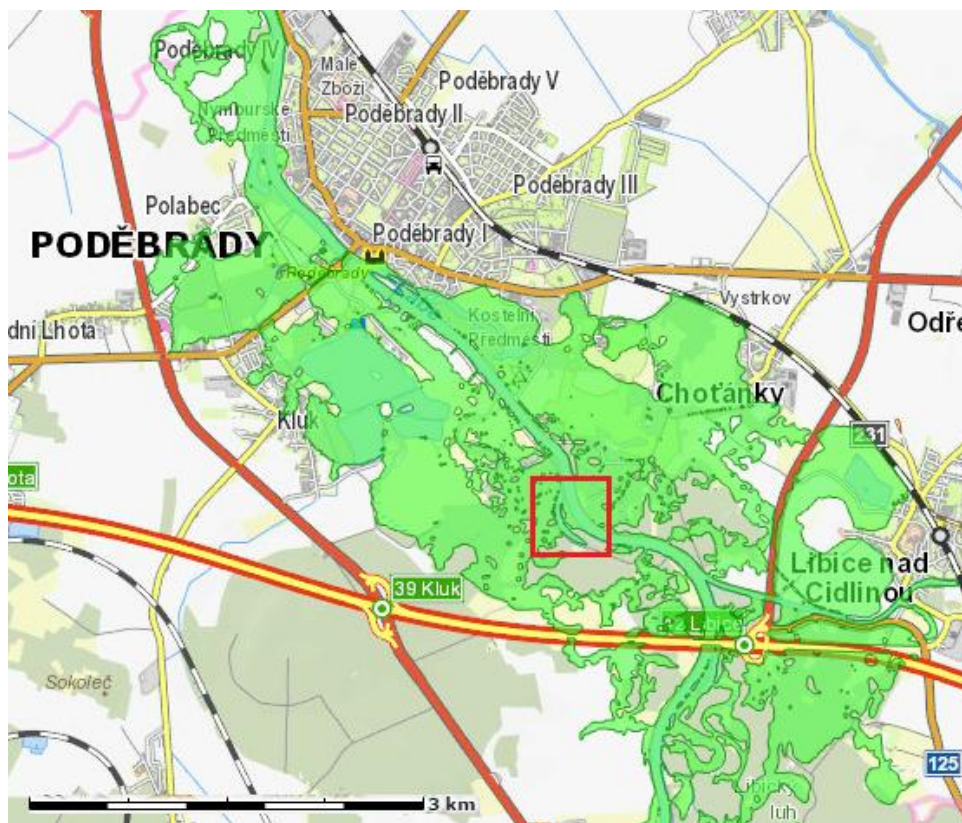


Obrázek 9: Spojovací roura mezi jezerem a řekou (foto P. Haismanová)

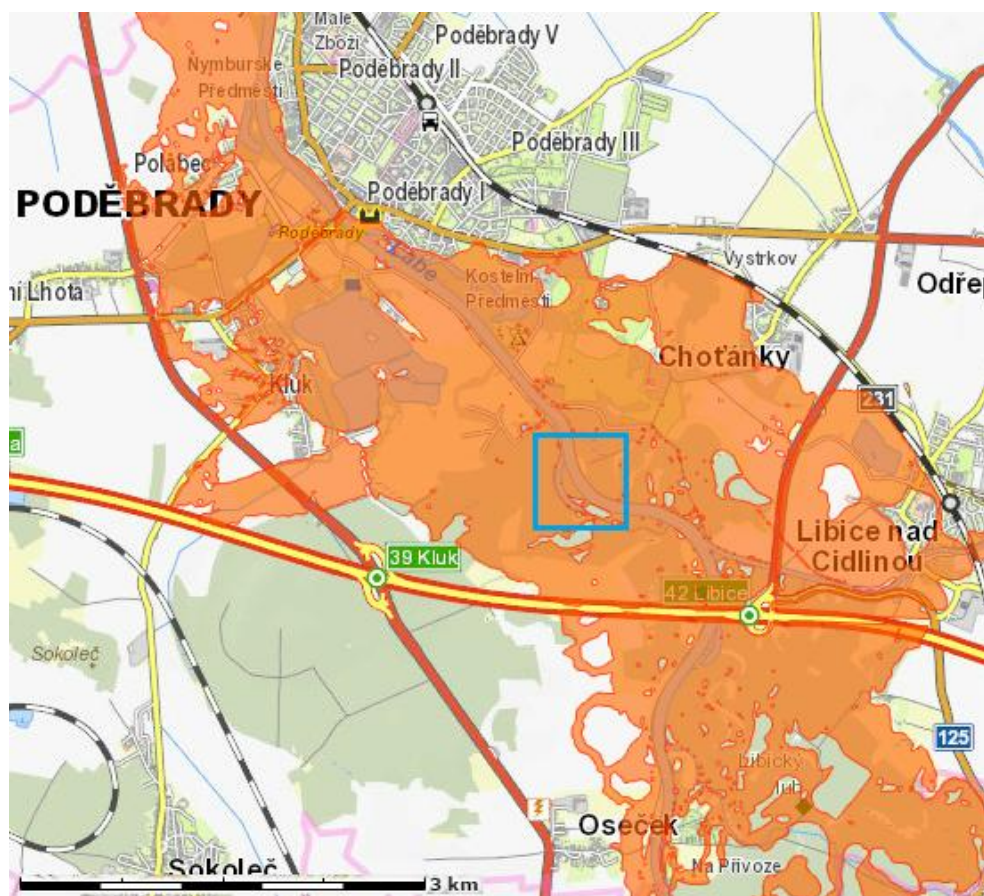


Obrázek 10: Pozůstatky kamenné podezdívky (foto P. Haismanová)



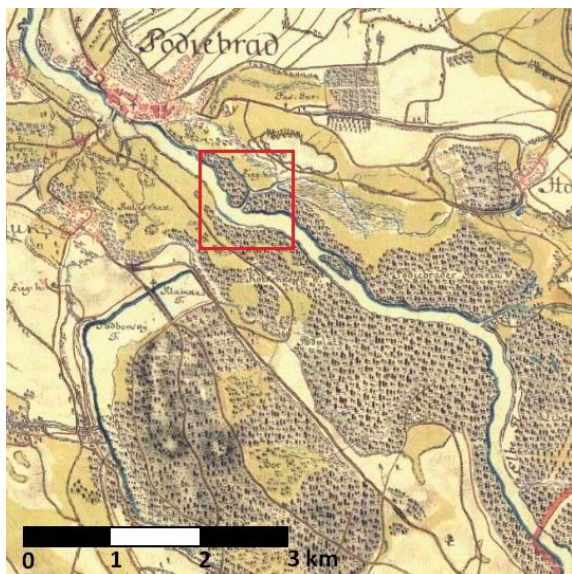


Obrázek 11: Mapa zvýšeného průtoku Q5 (zdroj: Povodí Labe, s. p. a vytvořeno pomocí <http://gis.izscr.cz/map2/>)

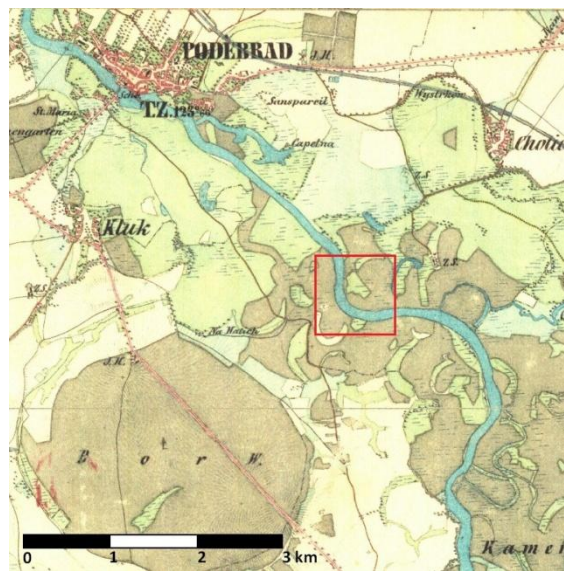


Obrázek 12: Mapa zvýšeného průtoku Q20 (zdroj: Povodí Labe, s. p. a vytvořeno pomocí <http://gis.izscr.cz/map2/>)





Obrázek 13: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768 (zdroj: <http://oldmaps.geolab.cz/>)



Obrázek 14: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836 - 1852 (zdroj: <http://oldmaps.geolab.cz/>)

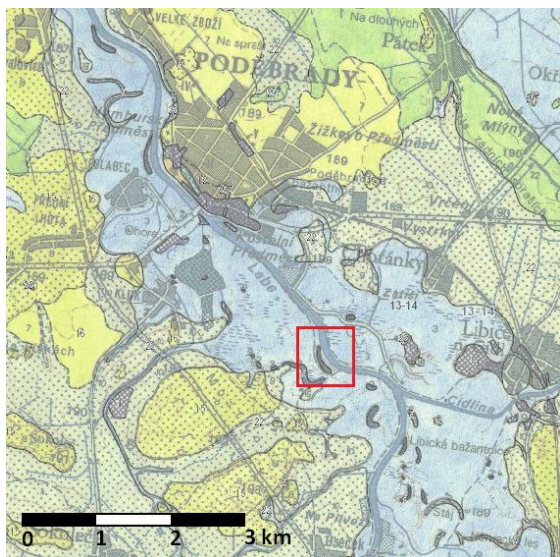


Obrázek 15: Letecký snímek z roku 1954 (zdroj: <http://kontaminace.cenia.cz/>)

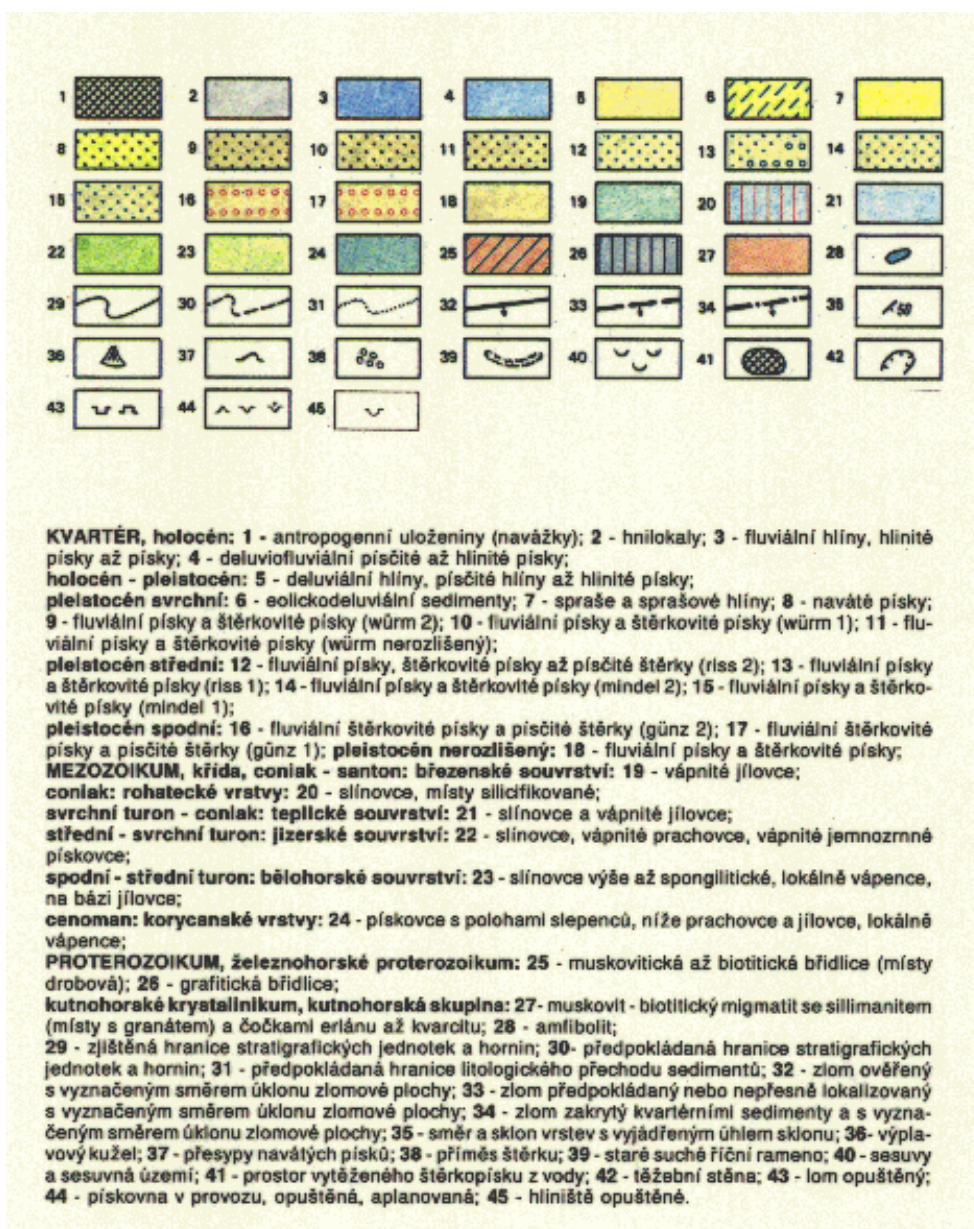


Obrázek 16: Letecký snímek z roku 2014 (zdroj: <http://mapy.cz/>)





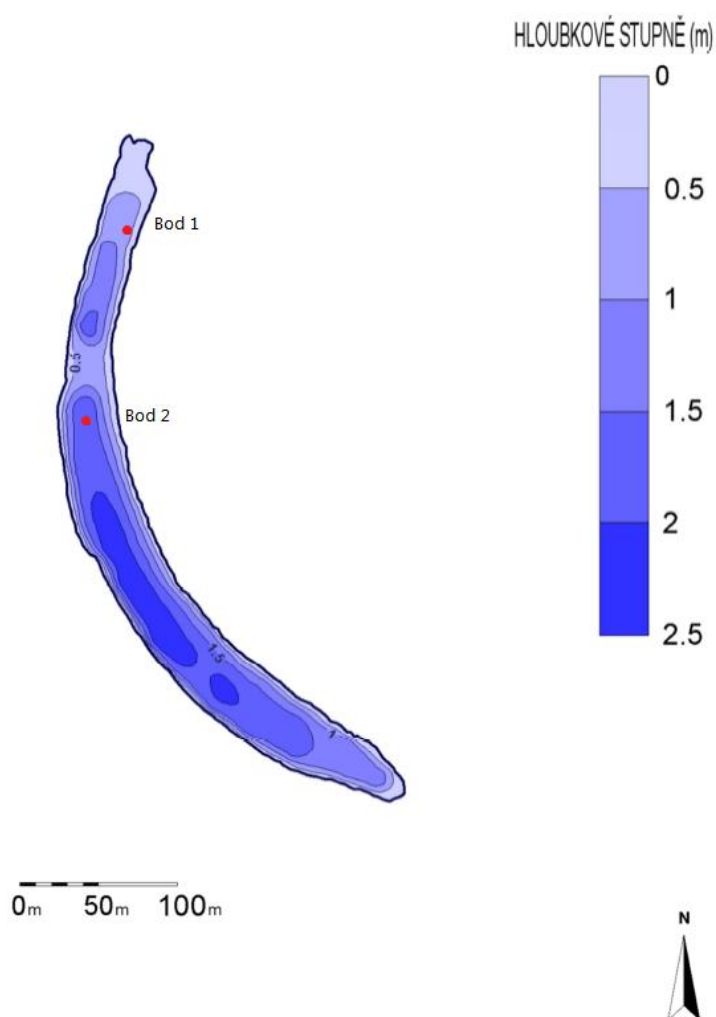
Obrázek 17: Geologická mapa v oblasti zkoumané lokality (zdroj: <http://www.geology.cz>)



## 5 Metodika

### 5.1 Odběr

Na zkoumané lokalitě byl prováděn odběr vzorků 10. března 2015. Vzorky byly odebírány z 2 různých bodů. (obr. 18). K odběru bylo použito odběrové zařízení firmy Eikelkamp na odběr subakvatického neporušeného profilu sedimentu. Sediment byl odebrán v prvním bodě do hloubky 87 cm a v druhém bodě do hloubky 77 cm. Poté byl rozdělen na jednotlivé vrstvy dle tabulky 2, které byly uloženy již v terénu zvlášť do uzavíratelných sáčků. Vzorky byly následně skladovány v chladu. Každá vrstva byla dále analyzována odděleně.



Obrázek 18: Batymetrická mapa jezera Kluk u Poděbrad s vyznačenými odběrovými body (zdroj: Havlíková 2007)

Vrstva	Bod 1	Bod 2
1	0-7 cm	0-7 cm
2	7-17 cm	7-17 cm
3	17-27 cm	17-27 cm
4	27-37 cm	27-37 cm
5	37-47 cm	37-47 cm
6	47-57 cm	47-57 cm
7	57-67 cm	57-67 cm
8	67-77 cm	67-77 cm
9	77-87 cm	-

Tabulka 2: Rozdělení jednotlivých vrstev sedimentu

## 5.2 Zpracování

### 5.2.1 Chemický rozbor kovů a arsenu

Chemická analýza byla provedena v zrnitostní frakci 20  $\mu\text{m}$ . Vzorky byly síťovány za mokra při použití kalibrovaného nerezového síta z Výzkumného ústavu stavebních hmot a.s., (obr. 19), následně usušeny při laboratorní teplotě a v třecí misce s tloučkem připraveny v analytické jemnosti k chemické analýze.

Pro zjištění koncentrací těžkých kovů byl použit pseudototální rozklad. Při této analýze nedochází k rozkladu silikátové frakce a výsledná koncentrace kovu představuje přibližně takové množství, které může být za určitých podmínek více či méně biologicky dostupné. Pro zjištění koncentrace těžkých kovů v tzv. nesilikátové frakci byl odvážen přibližně přesně 1 g přesíťovaného sedimentu, který byl následně loužen 10 ml lučavky královské (směs kyseliny dusičné a kyseliny chlorovodíkové v poměru 1:3 v p. a. čistotě) v 50ml baňkách za varu po dobu pěti minut (Weiss a kol., 1983). Výluh byl následně doplněn na 50 ml deionizovanou vodou. Po vychladnutí byl výluh přelit do uzavíratelných lahvíček a po usazení suspenze byl supernatant odsán pipetou do plastových uzavíratelných zkumavek. Stanovení koncentrace kovů proběhlo metodou ICP – OES na přístroji iCAP 6500 Thermo Scientific (Winsford, UK) s radiálním pozorováním plazmy. Ke stanovení rtuti nebyly použity výluhy, ale koncentrace byla zjištěna z pevného vzorku pomocí přístroje AMA 254. Analýzy byly provedeny v Laboratořích geologických ústavů PřF UK.



Obrázek 19: Sítu 20 µm z Výzkumného ústavu stavebních hmot a.s. (foto: P. Haismanová)

#### **5.2.1.1 Princip metody měření Hg**

Vzorek o známé navážce je umístěn na spalovací lodičku a zaveden do spalovací trubice. Řízeným ohřevem ve spalovací peci se vzorek nejprve vysuší a poté spálí. Rozkladné produkty procházejí přes katalyzátor, kde je dokončena oxidace a jsou zde zachyceny látky kyselé povahy. Rozkladné produkty jsou dále vedeny přes amalgamátor, kde probíhá selektivní zachycení rtuti. Rtuť je v dalším kroku uvolněna a unášena nosným plynem na 1. kyvetu a poté je zachycena ve zpoždovací nádobce a unášena na 2. kyvetu. Rtuť je tedy měřena dvakrát s různou citlivostí v poměru 15:1 (návod na obsluhu přístroje AMA 254).

#### **5.2.1.2 Princip metody ICP-OES**

Jedná se o optickou emisní spektrometrii s indukčně vázanou plazmou. Vzorek je pomocí peristaltické pumpy dopraven do zmlžovače, kde z kapalného vzorku vzniká jemný aerosol, který je pomocí nosného plynu (většinou argon) přenesen do středu plazmatu. Po spálení vzorku v plazmě vzniklé záření vstupuje do monochromátoru a dále je detekováno pomocí simultánně uspořádaného detektoru. Výsledkem jsou emisní spektra daného vzorku, kdy osa x udává vlnovou délku a osa y intenzitu záření. (Kellner, Mermet, Otto, Valcárcel, 2004).

#### **5.2.2 Zrnitostní analýza**

Pro zrnitostní analýzu bylo odebráno přibližně 20 g homogenního vzorku, které bylo umístěno do tlustostěnné zkumavky s magnetickým míchadlem. Zkumavky byly vloženy do vodní lázně, kde byly zahřívány na 40 °C. Po vyjmutí z lázně byly vloženy na magnetickou míchačku za postupného přidávání 15% roztoku peroxidu vodíku, dokud vzorek reagoval. Po ustále-



ní reakce (bublání) byly vzorky zcentrifugovány. Následně byl supernatant odpipetován a do zkumavek byla přidána destilovaná voda. Vzorky byly opět vloženy do vodní lázně a celý cyklus se opakoval. Pokud vzorky již s 15% roztokem peroxidu nereagovaly, byl celý cyklus zopakován s roztokem 30% peroxidu. Tím byla odstraněna organická hmota. V dalším kroku bylo nutné odstranit vápník. Ke vzorkům byl přidán 3% roztok HCl za míchání na míchačce po dobu 30 minut. Vzorky byly následně opět zcentrifugovány a tekutina byla opět odpipetována. Následující dva cykly byly provedeny již pouze s destilovanou vodou s mícháním po 10 minut. Po posledním cyklu s destilovanou vodou byl do zkumavek přidán roztok hexametafosforečnanu sodného. Stanovení zrnitosti proběhlo metodou laserové difrakce v Laboratoři fyzické geografie PřF UK. Měření bylo provedeno přístrojem Sympatec s využitím sensoru HELOS a dispergační jednotky QUIXEL.

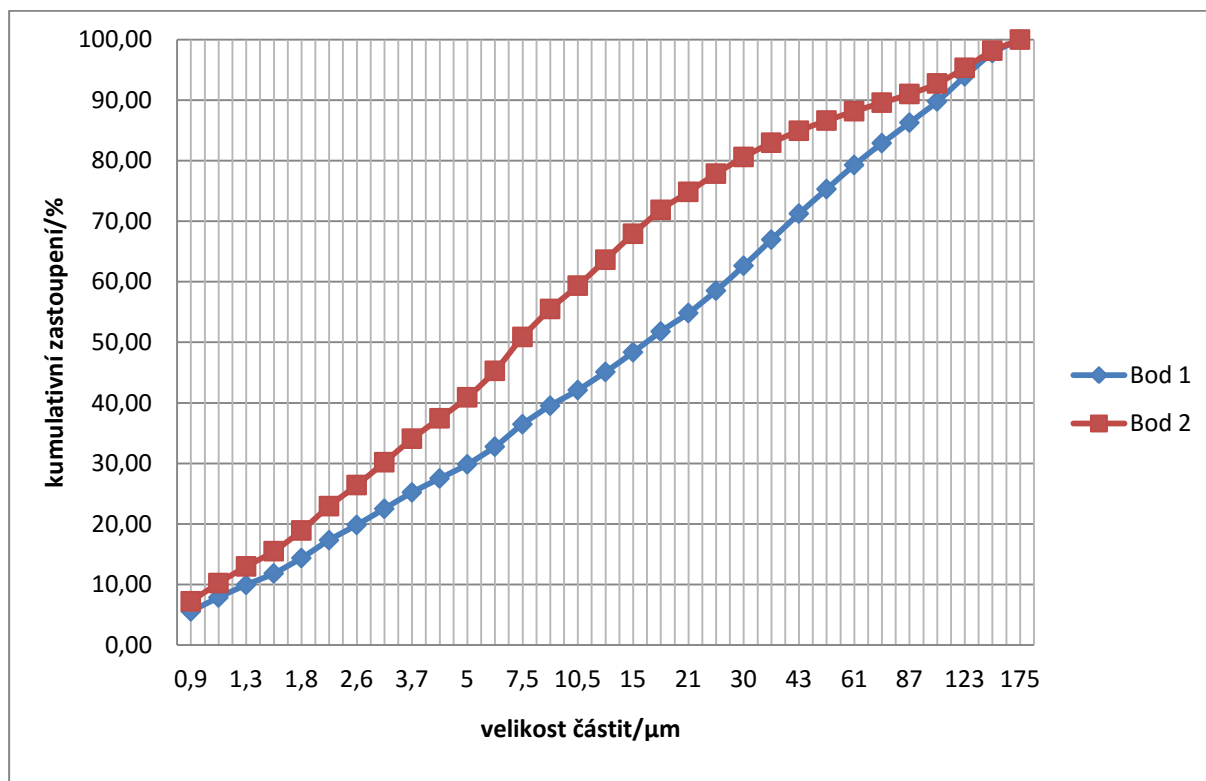
## 6 Výsledky

### 6.1 Výsledky zrnitostní analýzy

Zrnitost sedimentu je významným faktorem pro řadu fyzikálně chemických procesů probíhajících na povrchu částic. Tak je např. podíl jemnozrnných částic zásadní pro objem adsorpce. Zrnitostní složení sedimentu je dále důležitým vodítkem při rekonstrukci hydrologických procesů probíhajících v povodí. Hrubozrnnější sedimenty tak např. indikují větší průtoky v řece s vyšší unášecí schopností toku, naopak jemnozrnný sediment je charakteristický pro sedimentaci za minimálního proudění. Z těchto faktů lze usuzovat i na vývoj meandrů a historické změny polohy říčních koryt. Zrnitostní změny v profilu sedimentu ve starých ramenech tak mohou vypovídat o způsobu a rychlosti zanášení starých ramen nebo naopak o vymílání a odnosu materiálu z nivy za povodní. Z hlediska remobilizace znečištění je tak přítomnost jemnozrnných kontaminovaných částic ve starých ramenech a nivě řeky dosti zásadním faktorem. Výsledky zrnitostních analýz přináší příloha 10.2. V obrázku 21 jsou vyneseny průměrné hodnoty kumulativního zastoupení částic v odběrových bodech. Je vidět, že v odběrovém bodě 2 byly více zastoupeny jemnější částice než v odběrovém bodě 1. Detail odebraného profilu sedimentu uvádí obrázek 20. Sediment byl převážně jílovitý, homogenního charakteru bez výrazných zrnitostních přechodů indikujících např. povodňové epizody, tmavě hnědá až černá barva odpovídala vysokému obsahu organické hmoty.



Obrázek 20: Detail homogenního sedimentu z odběrového bodu 1 (foto: P. Haismanová)



Obrázek 21: Graf porovnání průměrného kumulativního zastoupení částic, pro vzorek 17 – 27 cm v bodě 1 nebyla zrnitostní analýza provedena z důvodu špatné přípravy vzorku.

## 6.2 Výsledky chemické analýzy

Vzhledem k tomu, že se kontaminanty vyskytují v řece v rozpuštěné formě nebo v suspenzi, jsou schopny urazit značnou vzdálenost. Sedimentace probíhá až v místech se sníženou rychlostí toku, jako tomu je právě v bočních ramenech řeky, která se tak stávají úložištěm řady kontaminantů. Vzhledem k tomu, že jezero Kluk je ve stálé omezené komunikaci s řekou (viz kapitola 4.3), je jeho kontaminace z Labe možná v podstatě neustále.

Jak lze vyčíst z grafů koncentrací jednotlivých kovů v příloze 10.3, nejvyšší koncentrace se vyskytovaly převážně v hlubších vrstvách sedimentu. Tento fakt vypovídá o starší kontaminaci jezera. Jak je dále patrné a jak je shrnuto v tabulce 3, vyšší průměrné koncentrace kovů byly zaznamenány převážně v odběrovém bodě 1, kde byly maximální hodnoty zaznamenány v hloubce 17 – 47 cm. V druhém odběrovém bodě koncentrace nedosahovaly tak vysokých hodnot, maximální hodnoty zde byly zjištěny převážně v hloubce 0 – 27 cm. Distribuce kovů v sedimentu jezera se tak poměrně lišila – na příklad koncentrace stříbra dosahovala v bodě 1 maxima v hloubce 27 – 37 cm, naopak v bodě 2 v hloubce 7 – 17 cm. To odpovídá pravděpodobně různým hodnotám sedimentační rychlosti v rámci jezera, kdy bylo pravděpodobně stejné znečištění odlišně překryto novými vrstvami sedimentu. Celkové srovnání je zobrazeno v tabulce 3 a koncentrace kovů a arsenu v jednotlivých vrstvách jsou uvedeny v tabulce 4.

	<b>Ag</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Hg</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Bod 1</b>											
Průměr	3,86	90	2,89	11,3	144	110	2,67	856	32	114	474
Maximum	10,11	225	6,91	12,9	199	237	7,34	2084	40	178	803
Minimum	0,94	26	1,26	10,1	80	62	0,60	437	25	62	316
Směr. odch.	3,45	67	1,85	0,9	41	59	2,31	531	5	30	164
<b>Bod 2</b>											
Průměr	1,17	91	1,59	10,3	119	63	0,81	485	28	128	347
Maximum	1,75	174	2,13	11,1	157	70	1,26	656	30	175	452
Minimum	0,67	30	1,12	9,8	99	51	0,58	399	26	85	266
Směr. odch.	0,42	54	0,35	0,4	18	8	0,23	89	2	33	63

Tabulka 3: Průměrné koncentrace kovů a arsenu v jednotlivých bodech

mg.kg <sup>-1</sup>	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Bod 1											
0-7 cm	2,70	26	1,71	11,5	80	93	1,87	618	36	62	348
7-17 cm	5,99	54	3,91	12,5	166	188	3,93	501	38	95	510
17-27 cm	9,24	62	6,91	11,8	199	237	7,34	542	36	112	673
27-37 cm	10,1	62	4,96	12,9	198	129	5,76	1454	40	104	803
37-47 cm	2,50	194	2,54	10,8	96	75	1,99	2084	28	178	554
47-57 cm	1,05	225	1,26	10,1	103	65	0,60	467	25	122	316
57-67 cm	1,33	94	1,86	10,6	175	80	0,93	437	28	133	403
67-77 cm	0,94	45	1,32	11,0	139	64	0,77	632	27	110	318
77-87 cm	0,95	43	1,60	10,9	139	62	0,88	973	27	106	340
Bod 2											
0-7 cm	1,64	120	1,97	10,0	109	68	1,12	611	30	155	425
7-17 cm	1,75	136	2,13	10,0	111	70	1,26	656	29	167	452
17-27 cm	1,68	174	1,62	10,1	102	67	0,67	460	27	175	371
27-37 cm	1,10	140	1,71	9,8	130	70	0,74	449	26	136	348
37-47 cm	1,05	59	1,73	10,3	157	70	0,75	399	26	116	344
47-57 cm	0,79	37	1,19	10,7	131	60	0,74	448	27	103	290
57-67 cm	0,70	30	1,12	11,1	99	51	0,58	455	29	85	266
67-77 cm	0,67	32	1,26	10,7	115	51	0,65	403	30	91	280

Tabulka 4: Koncentrace kovů a arsenu v jednotlivých vrstvách sedimentu

### 6.3 Zhodnocení kontaminace sedimentů

Pro zhodnocení kontaminace sedimentů byly použity dva přístupy:

1. Geoakumulační index  $I_{geo}$  (Müller, 1979), jenž využívá pozad'ové koncentrace prvků v částech zemské kůry podle K. K. Turekiana a K. H. Wedepohla (1961), které jsou uvedeny v tabulce 5. Jeho výpočet se provádí podle vzorce 6.1 a výsledek je zařazen do třídy znečištění podle tabulky 6.

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 \cdot B_n} \quad (6.1)$$

$C_n$  – změřené koncentrace stanovovaného prvku

$B_n$  – pozad'ová koncentrace stanovovaného prvku v přírodním jílovitém sedimentu (Turekian, Wedepohl, 1961 koeficient 1,5 upravuje přirozenou variabilitu prostředí)

2. Nejnovější posouzení znečištění sedimentů Labe podle koncepce MKOL pro nakládání se sedimenty (2014), která je založena na normách environmentální kvality zohledňujících hydromorfologii toku, kvantitativní údaje jako průtoky a plaveniny a řadu dalších parametrů. Dolní a horní prahové hodnoty jsou uvedeny v tabulce 7. Základní je především překročení horního prahového limitu, který představuje riziko pro vodní ekosystém.

mg.kg <sup>-1</sup>	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
T & W	0,07	13	0,3	19	90	45	0,4	850	68	20	95

Tabulka 5: Pozadíové koncentrace vybraných prvků využívané k hodnocení zatížení labských sedimentů (T & W = hodnoty určené K. K. Turekianem a K. H. Wedepohlem (1961))

Hodnota $I_{geo}$	Třída $I_{geo}$	Znečištění sedimentu
< 0	0	nekontaminovaný
< 1	1	nekontaminovaný až středně kontaminovaný
< 2	2	středně kontaminovaný
< 3	3	středně kontaminovaný až silně kontaminovaný
< 4	4	silně kontaminovaný
< 5	5	silně kontaminovaný až velmi silně kontaminovaný
≥ 5	6	velmi silně kontaminovaný

Tabulka 6: Třídy znečištění sedimentu podle hodnot geoakumulačních indexů (Müller, 1979)

mg.kg <sup>-1</sup>	Dolní prahová hodnota DPH	Rozmezí mezi DPH a HPH	Horní prahová hodnota HPH
Rtuť (Hg)	0,15	0,15 – 0,47	0,47
Kadmium (Cd)	0,22	0,22 – 2,3	2,3
Olovo (Pb)	25	25 – 53	53
Zinek (Zn)	200	200 – 800	800
Měď (Cu)	14	14 – 160	160
Nikl (Ni)	-	-	3
Arsen (As)	7,9	7,9 – 40	40
Chrom (Cr)	26	16 – 640	640

Tabulka 7: Relevantní znečišťující látky a prahové hodnoty ke klasifikaci sedimentů v povodí Labe (MKOL, 2014)

### 6.3.1 Hodnocení podle geoakumulačního indexu

Hodnoty  $I_{geo}$  byly počítány z aritmetického průměru prvků v jednotlivých odběrových bodech. Výsledky jsou uvedeny v následující tabulce 8 a jsou barevně rozděleny do jednotlivých tříd (tabulka 6). Jak z tohoto hodnocení vyplývá, silná až velmi silná kontaminace stříbrem byla zaznamenána v obou odběrových bodech. Střední až silná kontaminace byla zaznamenána v případě arsenu, kadmia, olova a zinku opět v obou odběrových bodech, v případě rtuti však pouze v bodě 1. Bod 2 byl rtutí téměř nekontaminovaný. V případě kobaltu, chromu, mědi, manganu a niklu se jednalo o téměř nekontaminovaný sediment.

I <sub>geo</sub>	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Bod 1	5,2	2,2	2,7	-1,3	0,1	0,7	2,2	-0,6	-1,7	1,9	1,7
Bod 2	3,5	2,2	1,8	-1,5	-0,2	-0,1	0,4	-1,4	-1,9	2,1	1,3

Tabulka 8: Geoakumulační indexy (Müller, 1979) vypočtené pro zkoumané profily sedimentů s barevným vyznačením třídy znečištění (viz tab. 7)

### 6.3.2 Hodnocení podle MKOL

K hodnocení podle MKOL (2014) byly použity průměrné hodnoty kovů v sedimentu v jednotlivých odběrových bodech. Podle dvou prahových hodnot lze zjištěné koncentrace rozdělit do tří kategorií::

- Nedosažení dolní prahové hodnoty (zelená),
- Rozmezí mezi dolní a horní prahovou hodnotou (žlutá),
- Překročení horní prahové hodnoty (červená).

Výsledky jsou uvedeny v tabulce 9 a prahové hodnoty v tabulce 7. Tyto hodnoty lze použít pouze pro klasifikaci sedimentů v povodí Labe. Horní prahová hodnota byla překročena v případě arsenu, rtuti, niklu a olova, a to v obou odběrových bodech. V případě kadmia byla horní prahová hodnota překročena pouze v bodě 1 a v bodě 2 byla koncentrace v rozmezí prahových hodnot. Dále se v rozmezí prahových hodnot nacházely koncentrace následujících kovů: chrom, měď a zinek. Pro stříbro, kobalt a mangan nejsou prahové hodnoty stanoveny, a proto jsou v tabulce označeny bílou barvou.

Průměr mg.kg <sup>-1</sup>	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Bod 1	3,86	90	2,89	11,3	144	110	2,67	856	32	114	474
Bod 2	1,17	91	1,59	10,3	119	63	0,81	485	28	128	347

Tabulka 9: Barevné zařazení do skupin podle MKOL (2014), bílá políčka označují prvky, pro které nejsou známy prahové hodnoty

## 7 Diskuze

Z hlediska zrnitostních analýz bylo zjištěno, že vzorky sedimentu odebrané v prvním bodě obsahovaly spíše hrubší frakce, naopak v bodě 2 byly zjištěny frakce jemnější. Tento fakt odpovídá různým sedimentačním podmínkám v rámci jezera s ohledem na vzdálenost k řece. Oba profily sedimentu vykazovaly podobný homogenní charakter i barvu bez jakýchkoliv výrazně větších zrn a bez barevných přechodů, což odpovídá sedimentům starých ramen. Výrazné odlišnosti byly zaznamenány v obsahu stanovovaných kovů a arsenu v sedimentu, jejichž zvýšené hodnoty vzhledem k nízkým požadovým koncentracím v povodí Labe, indikovaly antropogenní znečištění (viz kap. 3). Jak lze pozorovat z grafů v příloze 10.3, v bodě 1

byla výraznější kontaminace zaznamenána ve svrchních vrstvách, a to zejména v hloubce 17 – 37 cm. Zde byly zjištěny vysoké hodnoty stříbra, kadmia, mědi, rtuti a zinku, což mohlo odpovídat společné kontaminaci za povodní. Na zjištění stáří kontaminovaných vrstev, a tedy doby kontaminace a příslušné povodňové události (např. v roce 2002, 2013), by však odpovědělo pouze podrobná datace sedimentů. Sediment odebraný v bodě 2 vykazoval v profilu koncentrace kovů více vyrovnané, což dokládají hodnoty směrodatných odchylek uvedené v tabulce 3. V případě arsenu bylo zjištěno, že svrchní vrstvy sedimentu v bodě 2 vykazovaly vyšší hodnoty než v bodě 1. Tento fakt mohl odpovídat překrytí kontaminovaných vrstev v blízkosti Labe méně znečištěným sedimentem, případně se mohlo jednat o starší kontaminaci z jiného zdroje, než tomu bylo v případě dalších měřených kovů. Podobná situace byla zaznamenána i v případě olova. Sediment odebraný v bodě 2 obsahoval ve svrchních vrstvách vyšší koncentrace, než tomu bylo v bodě 1. V bodě 1 byla maximální koncentrace zaznamenána v hloubce 37 – 47 cm, v bodě 2 již v hloubce 17 – 27 cm.

Z hlediska hodnocení znečištění sedimentů bylo na základě geoakumulačních indexů prokázáno především vysoké znečištění stříbrem, které mohlo pocházet z výroby fotografického materiálu v podniku Foma Bohemia, spol. s. r. o., v Hradci Králové.

Při srovnání se znečištěním subakvatického sedimentu, který byl v tomto jezeře stejnou metodikou odebrán a zpracován v roce 2007 (Chalupová, 2011), byly v rámci tohoto výzkumu zjištěny vyšší hodnoty v případě arsenu, kdy jeho koncentrace dosahovaly téměř dvojnásobku. V tomto případě je ovšem nutné brát v úvahu odlišnou hloubku zkoumaných profilů a rovněž rozdílné odběrové místo v jezeře. Vyšší průměrné koncentrace byly dále zjištěny v bodě 1 v případě stříbra, kadmia, chromu, mědi, rtuti, manganu a olova. Tento fakt by mohl být vysvětlen opět umístěním odběrového bodu v blízkosti řeky, který tím byl více vystaven přísunu kontaminované suspenze unášené řekou. Celkové porovnání průměrných koncentrací je uvedeno v tabulce 10.



Průměr mg.kg <sup>-1</sup>	Délka profilu (cm)	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Bod 1	87	3,86	90	2,89	11,3	144	110	2,67	856	32	114	474
Směr. odch. 1	-	3,45	67	1,85	0,9	41	59	2,31	531	5	30	164
Bod 2	77	1,17	91	1,59	10,3	119	63	0,81	485	28	128	347
Směr. odch. 2	-	0,42	54	0,35	0,4	18	8	0,23	89	2	33	63
Odběr z roku 2007	204	2,5	37	1,8	-	113	85	1,80	538	34	96	483
Směr. odch. 2007	-	2,9	22	1,9	-	52	48	2,17	152	6	44	295

Tabulka 10: Průměrné koncentrace stanovených prvků v profilech sedimentu a v profilu z roku 2011

Porovnání geoakumulačních indexů sedimentu odebraného v roce 2007 nepřineslo nijak významné rozdíly. Jedinou výjimku tvoří arsen, jehož stupeň kontaminace od roku 2007 stoupl z nekontaminovaného až středně kontaminovaného profilu sedimentu na střední až silný stupeň kontaminace, ačkoliv bylo nejsilnější znečištění zaznamenáno v hlubších vrstvách profilu – je tedy pravděpodobné, že starší hlubší profil obsahoval tyto kontaminované vrstvy také. Tento rozdíl je již patrný při porovnávání průměrných koncentrací. Celkové porovnání geoakumulačních indexů je uvedeno v tabulce 11.

I <sub>geo</sub>	Délka profilu (cm)	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Bod 1	87	5,2	2,2	2,7	-1,3	0,1	0,7	2,2	-0,6	-1,7	1,9	1,7
Bod 2	77	3,5	2,2	1,8	-1,5	-0,2	-0,1	0,4	-1,4	-1,9	2,1	1,3
Odběr z roku 2007	204	4,6	0,9	2,0	-	-0,3	0,3	1,6	-1,2	-1,6	1,7	1,8

Tabulka 11: Porovnání geoakumulačního indexu v odběrových bodech s odběrem z roku 2011 (Chalupová, 2011) s barevným vyznačením třídy znečištění (viz tab. 7)



## 8 Závěr

Předmětem výzkumu, který byl zpracován v rámci této bakalářské práce, bylo znečištění subakvatických sedimentů odebraných v jezeře Kluk u Poděbrad. Sedimenty byly analyzovány z hlediska obsahu těžkých kovů a arsenu a dále byla zkoumána jejich zrnitost. Výsledkem práce bylo zhodnocení antropogenního znečištění, které je indikováno zvýšeným obsahem těchto prvků. Hodnocení kontaminace bylo provedeno podle mezinárodně uznávaných geoakumulačních indexů, ale rovněž podle nejnovější metodiky MKOL. Výsledky byly rovněž porovnány s dřívějším měřením v tomto jezeře. Vzhledem k tomu, že srovnávané profily sedimentů dosahovaly různé hloubky a odběrová místa nebyla identická, uplatnily se jistě odlišné sedimentační podmínky v rámci jezera. Vyšší průměrné koncentrace však byly v případě některých kovů zaznamenány především v blízkosti Labe během tohoto výzkumu.

Hodnoty koncentrací poukazují na antropogenní znečištění sedimentů, které pochází zejména ze 70. a 80. let 20. století. Ačkoliv produkce současného znečištění již výrazně klesla, staré znečištění sedimentů představuje značnou hrozbu především z hlediska remobilizace a reakтивace kontaminantů. Z tohoto důvodu je potřebné se touto problematikou dále zabývat a sledovat vývoj znečištění v těchto lokalitách.

## 9 Literatura

- BALATKA, B., KALVODA, J. (2006): Geomorfologické členění reliéfu Čech. Kartografie PRAHA, a.s., Praha, 79 str.
- BENCKO, V.; CIKRT, M.; LENER, J. (1995): Toxické kovy v životním a pracovním prostředí. Grada, Praha, 282 s.
- ČESÁK, J.; ŠOBR, M. (2005): Metody batymetrického mapování českých jezer. Geografie - Sborník ČGS, 110, 3, s. 141-152
- HALÍŘOVÁ, J., STIERAND, P. (2014): Výsledky pozorování režimu plavenin v povodí Labe. In: Rožnovský, J., Litschmann, T., Středa, T., Středová, H., (eds): Extrémy oběhu vody v krajině. Mikulov, 8. – 9.4. 2014, 55 s.
- HAVLÍKOVÁ, P. (2007): Biologické hodnocení jakosti vody – srovnávací studie říčních toků a jezer fluviálního původu. Závěrečná zpráva projektu GAUK GEO321/2004, 75 s.
- HAVLÍKOVÁ, P.; JANSKÝ, B. (2007): Contrastive Study of Fluvial Lakes on the Elbe River. Limnological Review, Polish Limnological Society, Poznan, 7, 1, p. 41-46.
- HELING, D.; ROTHE, P.; FÖRSTNER, U.; SCHOFFERS, P. (eds.) (1990): Sediments and Environmental Geochemistry. Springer-Verlag, Berlin, 371 s.
- HRBÁČEK, J. (1966): A morphometrical study of some backwater in relation to the representative plankton samples. In: Hrbáček, J. (ed.) Hydrobiological Studies 1. Academia, Praha, s. 221 – 297.
- HRBÁČEK, J.; NOVOTNÁ, M. (1965): Plankton of four backwaters related to their size and fishtock. Rozpravy ČSAV, 73, 13, s. 165
- HRDINKA, T. (2004): Antropogenní jezera České republiky. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 115 s.
- CHALUPOVÁ, D. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů ve starém labském rameni Doleháj u Kolína. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 102 s.
- CHALUPOVÁ, D. (2007) Kvalita vody a sedimentů ve fluviálních jezerech České republiky. Závěrečná zpráva projektu GAUK č.257/2005/B-GEO. Př F UK, Praha, 152 s.
- CHALUPOVÁ, D.; JANSKÝ, B. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v labském rameni Doleháj u Kolína. In: Janský, B. a kol. (eds.) Jezera České republiky, PřF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, s. 150 – 170.
- CHALUPOVÁ, D.; JANSKÝ, B. (2005): Fluviální jezera středního Polabí. Geografie - sborník ČGS, 109, 3, s. 229 – 242.
- CHALUPOVÁ, D.; JANSKÝ, B. (2007): Anthropogenic Impact on Selected Oxbow Lakes in the Elbe River Floodplain. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 55, 2, p. 86 - 97.
- CHALUPOVÁ, D.; RUS, I.; VONIČKA, P. (2009): Klavary – Doleháj. Průvodce po přírodních lokalitách Kolínska. MěÚ, Odbor životního prostředí a zemědělství, Kolín, 28 s.
- CHALUPOVÁ, D. (2011): Chemismus vody a sedimentů fluviálních jezer Labe. Disertační práce, PřF UK, Praha, 272 s.
- CHLUPÁČ, I. a kol. (2002): Geologická minulost České republiky. Academia, Praha, 436 str.
- JANSKÝ B.; URBANOVÁ, H. (1994): Mladotice Lake (Czech Republic) – siltation dynamics in the lake basin. Acta Universitatis Carolinae Geographica, Praha, XXIX, 2, s. 95 -109.
- JANSKÝ, B. (1975): Mladotické hrazené jezero. Rigorózní práce. PřF UK, Praha, 96 s.
- JANSKÝ, B. (1982): Vliv plošných zdrojů látek na kvalitu povrchových vod v českém povodí Labe. Dizertační práce. PřF UK, Praha, 205 s.
- JANSKÝ, B. (1999): Dynamika zanášení Mladotického jezera a intenzita erozních procesů v povodí. Závěrečná zpráva projektu GAUK, PřF UK, Praha, 117 s.
- JANSKÝ, B. (2002): Changing Water Quality in the Czech Part of the Elbe Catchment Area in the 1990s (Twelve Years of Cooperation of Czechs and Germans on the Elbe River). Geografie - Sborník ČGS, 107, 2, p. 98-110.

- JANSKÝ, B. (2005): Nové trendy geografického výzkumu jezer v Česku. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 129-140.
- JANSKÝ, B. a kol. (2014): Význam starých sedimentů v Labi a jeho postranních strukturách v úseku od Pardubic po soutok s Vltavou. Závěrečná zpráva projektu SedLa. PřF UK, Praha, 89 s.
- JANSKÝ, B.; SCHULTE, A.; ČESÁK, J.; RIOS ESCOBAR, V. (2010): Mladotické jezero, západní Česko: jedinečná geneze a vývoj jezerní pánve. *Geografie – Sborník ČGS*, 115, 3, s. 266 – 274.
- JANSKÝ, B.; ŠOBR, M. (2004): Genetic Classification of Lakes in the Czech Republic. *Geografie - Sborník ČGS*, 109, 2, p. 117 - 128.
- JANSKÝ, B.; ŠOBR, M.; KOCUM, J.; ČESÁK, J. (2005): Nová batymetrická mapování glaciálních jezer na české straně Šumavy. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 176 – 187.
- JANSKÝ, B.; ŠOBR, M.; YEROKHIN, S. (2006): Typology of high mountain lakes of Kyrgyzstan with regard to the risk of their rupture. *Limnological Review*, Poznan, 6, p. 135-140.
- KAPLICKÁ, M. (2004): Specifické znečištění povrchových vod a sedimentů v povodí Sřely. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 131 s.
- KELLER, R. (1962): *Gewässer und Wassehaushalt des Festlandes. Eine Einführung in die Hydrogeographie*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig, 520 S.
- KLIMENT Z.; MATOUŠKOVÁ, M. (2008): Long-term Trends of Rainfall and Runoff Regime in Upper Otava River Basin. *Soil and Water Research*, 3, 3, s. 155 - 167.
- KLIMENT, Z. (2000): Bilance, režim a chemismus plavenin říčky Blšanky. *Geografie – sborník ČGS*, 105, 3, s. 255 - 265.
- KLIMENT, Z. (2005): Plaveniny jako produkt a indikátor vodní eroze půdy v geograficky rozdílných podmínkách České republiky. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, s. 231 - 244.
- KLIMENT, Z.; KADLEC J.; LANGHAMMER, J. (2008): Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical models. *Catena*, 73, 3, p. 286 - 299.
- KLIMENT, Z.; KOPP, J. (1997): Hodnocení plaveninového režimu na zdrojnicích Berounky. *Geografie – sborník ČGS*, 102, 2, s. 130 - 138.
- KLIMENT, Z.; LANGHAMMER, J. (2007): Modelling of the erosion risk in the Blšanka river basin. In: Dostál, P., Langhammer, J. (eds.) *Modelling natural environment and society*. Nakladatelství P3K, Praha, p. 75 - 94.
- KLOUČEK, O. (2002): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v Labišti pod Opočínkem. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 86 s.
- KNAPP, P. (2006): Antropogenní jezera v Přírodním parku Jesenicko. Diplomová práce. PřF UK, Praha 81 s.
- KOCUM, J. (2004): Limnologická studie Čertova jezera a režim odtoků v českém povodí Řezné. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 210 s.
- KOCUM, J.; JANSKÝ, B. (2005): Limnologická studie Čertova jezera. *Geografie - Sborník ČGS*, 110, 3, s. 152-175.
- KRÝŽOVÁ, E. (2007): Vztah vegetace a faktorů prostředí vybraných labských tůní. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 100 s.
- KYLBERGEROVÁ, M. (1998): Fytoplankton polabských a lužnických tůní. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 104 s.
- LANGHAMMER, J. (1997a): Matematické modelování jako metoda hodnocení kvality vody. *Geografie - Sborník ČGS*, 102, 4, s. 241-253.
- LANGHAMMER, J. (1997b): Vývoj kvality vody v českém úseku Labe v období 1991-1995. *Geografie - Sborník ČGS*, 102, 2, s. 98 - 111.
- LANGHAMMER, J. (1999): Vývoj kvality vody v Labi - Aplikace matematických modelů jakosti vody. Dizertační práce. PřF UK Praha, 235 s.

- LANGHAMMER, J. (2002): Modelování plošných zdrojů znečištění povrchových vod. *Geografie - Sborník ČGS*, 107, 1, s. 23-39.
- LANGHAMMER, J. (2004): Modelling the structural changes of water quality in the Elbe river basin. *Ekologia*, 23, 1, p. 157-169.
- LANGHAMMER, J. (2005a): Stream Transformation Index as an Identification Tool for the River Network Critical Elements from the Viewpoint of the Flood Risk. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, 40, 1-2, p. 5-29, ISSN 0300-5402.
- LANGHAMMER, J. (2005b): Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, p. 205-218.
- LANGHAMMER, J. (2007): Úpravy toků a údolní nivy jako faktor ovlivňující průběh povodní. In: Langhammer J. (ed.): *Povodně v krajině*. PřF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, MŽP ČR, Praha, s. 271 - 294.
- LANGHAMMER, J. (2009): Water quality changes in the Elbe River Basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, Springer. DOI: 10.1007/s10708-009-9292-7
- LANGHAMMER, J.; KLIMENT Z. (2006): Změna kvality vody v zemědělských oblastech Česka. *Geografie - Sborník ČGS*, 111, 2, s. 168 - 185.
- LANGHAMMER, J.; KLIMENT Z. (2009): Water quality changes in selected rural catchments in the Czech Republic. *Ekológia*, 28, 3, s. 312 – 332.
- LELLÁK, J. (1966): Influence of the removal of the fish population on the bottom animals of the five Elbe backwaters. In: Hrbáček, J. (ed.) *Hydrobiological Studies 1*. Academia, Praha, p. 323 – 381.
- LOCHOVSKÝ P.; FUKSA, J.; KOKEŠ, J.; KUŽÍLEK V.; SVOBODA, J. (2005): Výzkum a ochrana hydrosféry - výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů. VÚV, Praha, 126 s.
- LOCHOVSKÝ, P.; SCHINDLER, J.; VILÍMEC, J. (1997): Zatížení sedimentů významných přítoků Labe stopovými prvky. *VTEI*, 39, 11, s. 413 - 420.
- MARCINEK, J., ROSENKRANZ, E. (1996): *Das Wasser der Erde. Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde*. Justus Pethers Verlag, Gotha, 328 S.
- MEDEK, J. (2000): Sledování kvality říčních sedimentů v tocích ve správě Povodí Labe. *Vodní hospodářství*, 50, 11, s. 250 – 251.
- MEDEK, J.; DOLÉNEK, P.; VILÍMEC, J.; KRUPÍČKA, Š.; LOCHOVSKÝ, P. (1995): Improvement, quality assurance and analytical results on the river Elbe contamination in the Czech Republic. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 353, 1, p. 64 - 69.
- MERMET, Jean-Michel, Matthias OTTO a Miguel VALCÁRCEL CASES (2004): *Analytical chemistry: a modern approach to analytical science*. 2nd ed., Great Britain: Wiley-VCH, 1181 s.
- MKOL (2014): *Koncepce MKOL pro nakládání se sedimenty*, MKOL, Magdeburg, 200 s.
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1971 *Umschau* 24, str. 778 – 783.
- Natural Environment and Society. Nakladatelství P3K, Praha, p. 59-74.
- NĚMEC, Jan a Josef HLADNÝ. (2006): *Voda v České republice*. Praha: Consult, 236 s.
- NESMĚRÁK, I. (2004): Posouzení vlivu vypouštěného znečištění na jakost vody v recipientu. *Vodní hospodářství*, 54, 5, s. 117 – 120.
- NESMĚRÁK, I. (2007): Roční průběh několika ukazatelů jakosti vody. *VTEI*, 49, 3, s. 14 - 15.
- NESMĚRÁK, I.; BARCHÁNKOVÁ J. (1993): Bodové zdroje znečištění v povodí Labe. *SOVAK*, 2, 7 - 8, s. 20 - 22.

- NETOPIL, R. a kol. (1984): Fyzická geografie I. SPN, Praha, 272 s.
- OULEHLE, F. (2002): Limnologie a hydrochemismus v NPR Rejvíz. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 62 s.
- PACHUR, H. J.; RÖPER, H. P. (1987): Zur Paläolimnologie Berliner Seen. Berliner geographische Abhandlungen, Heft 44, Institut für Physische Geographie der Freien Universität, Berlin, 150 s.
- POŠTA, P. (2004): Organogenní jezera v České republice. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 116 s.
- PRANGE, A. et al. (1997a): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung. GKSS, Geesthacht, 405 S.
- PRANGE, A. et al. (1997b): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Grafische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente. GKSS, Geesthacht, 495 S.
- PRANGE, A. et al. (1997c): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe. GKSS, Geesthacht, 233 S.
- PUNČOCHÁŘ, P. (2003a): Výskyt organických škodlivin v ekosystému Labe po extrémní povodni v roce 2002. Vodní hospodářství, 53, 11, s. 259.
- PUNČOCHÁŘ, P. (2003b): Česká vodoprávní legislativa a vstup do Evropské unie. Právo a podnikání, 13, 3 - 4, s. 2 - 4.
- RUDIŠ, M. (1999): Možnosti vyjádření historického vývoje meandrů českého Labe a návrhy na jejich revitalizaci. VTEI, 41, 2, s. 2 - 4.
- RUDIŠ, M. (2000): Assessment of Polluted Sediments in Canalised Section of the Czech Elbe River. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 58, 1, p. 32-51.
- RUDIŠ, M.; HÁJEK, R.; HRUBEC, K. (2007): Determination of different types of sediments in a river reservoir and computation of their volumes. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 55, 4, p. 213 - 222.
- SCHAFFER, J.; STUMMER, F. (1929, 1930): Atlas der Seen der Hohen Tatra. Arbeiten des Geogr. Inst. D. Deutsch. Univ. In Prag, I, II, III, Praha.
- SCHULTE, A.; ALBRECH, M.; DAUT, G.; JANSKÝ B.; VAN GELDERN, R. (2006): Analyses and assessment of the sedimentary record of Lake Mladotice (western Czech Republic) in relation to flood events and pre- to postcommunist change in land use. Zeitschrift für Geomorphologie. Berlin, Stuttgart, Suppl.-Vol. 142, p. 229 – 243.
- SIMON, M. a kol., (2005): Labe a jeho povodí - Geografický, hydrologický a vodohospodářský přehled. MKOL, Magdeburg, 258 s.
- SKALICKÁ I., HOMOLÁČOVÁ M. (2014): Vodohospodářská bilance za rok 2013. Zpráva o hodnocení vypouštění vod v územní působnosti Povodí Labe, státní podnik. Povodí Labe, s.p. Hradec Králové, 72 s.
- ŠNAJDR, M. (2002): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v mrtvém labském rameni u Obříství. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 86 s.
- ŠOBR, M. (2007): Jezera České republiky - Fyzickogeografické a fyzikálně limnologické poměry. Disertační práce. PřF UK, Praha, 235 s.
- ŠOBR, M., JANSKÝ B. (2003): Jezera České republiky. Praha: Univerzita Karlova, 199 s.
- TUREK, M. (2004): Komplexní limnologická studie odstaveného starého ramene Libišská tůň v PR Černínovsko. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 82 s.
- TUREKIAN, K. K., WEDEPOHL, K. H. (1961): Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. Bull. Geol. Soc. Am. 72, p. 175–192.
- VESELÝ, J. (1995): Drainage Sediments in Environmental and Explorative Geochemistry. Věstník ČGÚ, 70, 3, s. 1-16.

VESELÝ, J.; GÜRTLEROVÁ, P. (1996): Medieval Pollution of Fluvial Sediment in the Labe (Elbe) River, Bohemia. Věstník ČGÚ, 71, 1, s. 51–56.

WEISS, D. a kol. (1983): Metody chemické analýzy nerostných surovin. Svazek 1. Ústř. úst. geol., Praha (metodická příručka)

## 9.1 Seznam obrázků

Obrázek 1: Průměrný denní látkový odnos v povodí Labe v letech 1968 – 1977 (zdroj: Janský, 1982).....	13
Obrázek 2: Umístění hlavních znečišťovatelů na Kolínsku.....	15
Obrázek 3: Hlavní zdroje znečištění na Labi .....	17
Obrázek 4: Mapa povodí Labe a jeho významných přítoků (zdroj: Simon a kol., 2005) .....	22
Obrázek 5: Popis meandru (zdroj: Just a kol, 2005) .....	24
Obrázek 6: Vznik opuštěného meandru (zdroj: Kettner, 1954 in Chalupová 2011).....	24
Obrázek 7: Hlavní parametry popisující meandrování koryta: b – šířka koryta, B – šířka meandračního pásu, R – poloměr oblouků, F – vzdálenost mezi brodem a tůň. (zdroj: Just a kol, 2005) .....	24
Obrázek 8: Názvosloví říčních ramen, A – vedlejší rameno; B – staré rameno; C - mrtvé (odstavené) rameno; D – mrtvé (odstavené) rameno oddělené hrází (zdroj: Just a kol., 2005) .....	25
Obrázek 9: Spojovací roura mezi jezerem a řekou (foto P. Haismanová) .....	26
Obrázek 10: Pozůstatky kamenné podezdívky (foto P. Haismanová) .....	26
Obrázek 11: Mapa zvýšeného průtoku Q5 (zdroj: Povodí Labe, s. p. a vytvořeno pomocí <a href="http://gis.izscr.cz/map2/">http://gis.izscr.cz/map2/</a> ) .....	27
Obrázek 12: Mapa zvýšeného průtoku Q20 (zdroj: Povodí Labe, s. p. a vytvořeno pomocí <a href="http://gis.izscr.cz/map2/">http://gis.izscr.cz/map2/</a> ) .....	27
Obrázek 13: I. Vojenské mapování (Josefské) 1764-1768 (zdroj: <a href="http://oldmaps.geolab.cz/">http://oldmaps.geolab.cz/</a> )	28
Obrázek 14: II. Vojenské mapování (Františkovo) 1836 - 1852 (zdroj: <a href="http://oldmaps.geolab.cz/">http://oldmaps.geolab.cz/</a> ) .....	28
Obrázek 15: Letecký snímek z roku 1954 (zdroj: <a href="http://kontaminace.cenia.cz/">http://kontaminace.cenia.cz/</a> ).....	28
Obrázek 16: Letecký snímek z roku 2014 (zdroj: <a href="http://mapy.cz/">http://mapy.cz/</a> ).....	28
Obrázek 17: Geologická mapa v oblasti zkoumané lokality (zdroj: <a href="http://www.geology.cz">http://www.geology.cz</a> ) .	29
Obrázek 18: Batymetrická mapa jezera Kluk u Poděbrad s vyznačenými odběrovými body (zdroj: Havlíková 2007) .....	30
Obrázek 19: Síto 20 µm z Výzkumného ústavu stavebních hmot a.s. (foto: P. Haismanová).	32
Obrázek 20: Detail homogenního sedimentu z odběrového bodu 1 (foto: P. Haismanová)....	34



Obrázek 21: Graf porovnání průměrného kumulativního zastoupení částic, pro vzorek 17 – 27 cm v bodě 1 nebyla zrnitostní analýza provedena z důvodu špatné přípravy vzorku. .... 34

## 9.2 Seznam tabulek

Tabulka 1: Přehled významných zdrojů znečištění s produkcí nad 500 t.rok <sup>-1</sup> BSK <sub>5</sub> v roce 2013 (zdroj: Skalická, Homoláčová, 2014).....	16
Tabulka 2: Rozdělení jednotlivých vrstev sedimentu .....	31
Tabulka 3: Průměrné koncentrace kovů a arsenu v jednotlivých bodech .....	35
Tabulka 4: Koncentrace kovů a arsenu v jednotlivých vrstvách sedimentu .....	36
Tabulka 5: Pozadíové koncentrace vybraných prvků využívané k hodnocení zatížení labských sedimentů (T & W = hodnoty určené K. K. Turekianem a K. H. Wedepohlem (1961) .....	37
Tabulka 6: Třídy znečištění sedimentu podle hodnot geoakumulačních indexů (Müller, 1979) .....	37
Tabulka 7: Relevantní znečišťující látky a prahové hodnoty ke klasifikaci sedimentů v povodí Labe (MKOL, 2014) .....	37
Tabulka 8: Geoakumulační indexy (Müller, 1979) vypočtené pro zkoumané profily sedimentů s barevným vyznačením třídy znečištění (viz tab. 7) .....	38
Tabulka 9: Barevné zatřídění do skupin podle MKOL (2014), bílá políčka označují prvky, pro které nejsou známy prahové hodnoty .....	38
Tabulka 10: Průměrné koncentrace stanovovaných prvků v profilech sedimentu a v profilu z roku 2011.....	40
Tabulka 11: Porovnání geoakumulačního indexu v odběrových bodech s odběrem z roku 2011 (Chalupová, 2011) s barevným vyznačením třídy znečištění (viz tab. 7) .....	40